

UNIVERSITATEA „ALEXANDRU IOAN CUZA” DIN IAȘI
FACULTATEA DE GEOGRAFIE ȘI GEOLOGIE

ȘCOALA DOCTORALĂ DE GEOȘTIINȚE

REZUMATUL TEZEI DE DOCTORAT

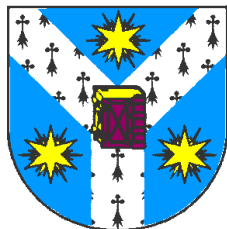
*Analiza variabilității concentrațiilor PM_{10} și $PM_{2,5}$ și dezvoltarea
unor indicatori în raport cu standardele europene privind calitatea aerului*

Conducător de doctorat:

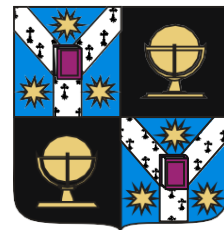
Prof. univ. dr. habil. BREABĂN Iuliana-Gabriela

Student - Doctorand:

DRĂGOI (căs.ONIU) Liliana



Universitatea „Alexandru Ioan Cuza” din Iași
Facultatea de Geografie și Geologie
Școala Doctorală de Geoștiințe



REZUMATUL TEZEI DE DOCTORAT

Analiza variabilității concentrațiilor PM_{10} și $PM_{2,5}$ și dezvoltarea unor indicatori în raport cu standardele europene privind calitatea aerului

Conducător de doctorat:

Prof. univ. dr. habil. Iuliana-Gabriela BREABĂN

Student - Doctorand:

Liliana DRĂGOI (căs. ONIU)

Președinte comisie doctorat: CS I dr. habil. Róbert-Eugen SZÉP -
Universitatea „Al.I.Cuza” din Iași

Referenți oficiali:

Conf. dr. habil. Nicolae AJTAI - Universitatea Babeș-Bolyai din Cluj Napoca

CS II dr. Ágnes Zsuzsa KERESZTESI - Institutul de Cercetare - Dezvoltare
pentru Cinegetică și Resurse Montane Miercurea Ciuc

Conf. dr. habil. Lucian SFÎCĂ – Universitatea „Al.I.Cuza” din Iași

Comisia de îndrumare și integritate academică:

Prof. univ. dr. habil. Cecilia ARSENE - Universitatea „Al.I.Cuza” din Iași

Conf. univ. dr. Marius-Mihai CAZACU - Universitatea Tehnică „Gheorghe
Asachi” din Iași

Lect. univ. dr. Pavel ICHIM - Universitatea „Al.I.Cuza” din Iași

Mulțumiri

Exprim întreaga mea recunoștință față de persoanele care m-au sprijinit și îndrumat pe parcursul elaborării acestei teze de doctorat.

Adresez sincere mulțumiri doamnei prof. univ. dr. habil. Iuliana-Gabriela Breabăn, conducătorul științific al acestei teze, pentru coordonare și încrederea acordată de-a lungul întregii perioade de realizare a tezei de doctorat.

De asemenea, doresc să adresez mulțumiri membrilor comisiei de îndrumare: doamnei prof. univ. dr. habil. Cecilia Arsene, domnului conf. univ. dr. Marius-Mihai Cazacu și domnului lector univ. dr. Pavel Ichim pentru timpul și sprijinul acordat, indicațiile constructive, sfaturile științifice valoroase oferite pe parcursul desfășurării stagiului doctoral.

Doresc, de asemenea, să adresez mulțumiri familiei mele: soțului meu, copiilor, părinților și fraților mei, pentru încurajări, sprijinul moral, și înțelegerea de care au dat dovadă, chiar și în cele mai dificile momente ale acestui parcurs. Exprim profunda mea recunoștință pentru susținerea oferită, care a contribuit în mod esențial la finalizarea tezei.

Mulțumesc lui Dumnezeu pentru puterea de a depăși toate provocările și pentru ajutorul Său, care m-au călăuzit până la finalul acestui parcurs academic.

CUPRINS

Abrevieri.....	6
Introducere.....	7
Capitol 1. Cadrul teoretic și stadiul actual al cercetării.....	9
1.1. <i>Fundamente conceptuale</i>	9
1.2. <i>Abordări metodologice utilizate la nivel internațional</i>	10
Capitol 2. Cadrul legislativ privind calitatea aerului înconjurător	12
Capitolul 3. Materiale și metode utilizate.....	15
3.1. <i>Zona de studiu și condițiile climatice</i>	15
3.2. <i>Date utilizate în studiu</i>	15
3.2.1. Date măsurate la stațiile de monitorizare a calității aerului.....	15
3.2.2. Date satelitare	15
3.3. <i>Metode statistice și analitice utilizate</i>	16
3.4. <i>Indicatori suplimentari propuși pentru evaluarea poluării cu PM_{10} și $PM_{2,5}$</i>	16
3.4.1. Excesul de concentrație (EC)	17
3.4.2. Indicele episodului de poluare (EI)	18
3.4.3. Indicele toxic (TLI)	18
3.5. <i>Software și instrumente de analiză utilizate</i>	19
Capitolul 4. Rezultate și discuții.....	20
4.1. <i>Analiza tendințelor temporale ale particulelor în suspensie PM_{10} și $PM_{2,5}$</i>	20
4.1.1. Variabilitatea anuală și tendințele multianuale ale concentrațiilor zilnice de PM_{10} și $PM_{2,5}$ (2017-2024) evaluate prin analiză grafică și metode statistice neparametrice.....	20
4.1.2. Variabilitatea și tendințele multianuale lunare ale concentrațiilor de PM_{10} și $PM_{2,5}$ (2017-2024) evaluate prin analiză grafică și metode statistice neparametrice.....	23
4.1.3. Variabilitatea săptămânală a concentrațiilor zilnice de PM_{10} și $PM_{2,5}$ (2017-2024)	26
4.1.4. Variații diurne și sezoniere ale concentrațiilor orare de PM_{10}	28
4.1.5. Influența temperaturii aerului asupra concentrațiilor PM_{10}	29
4.1.6. Relațiile de dependență dintre PM_{10} , $PM_{2,5}$ și poluanții gazoși (NO_2 , SO_2 , CO, benzen).....	30
4.1.6.1. <i>Corelații statistice între poluanți</i>	30
4.1.6.2. <i>Variabilitatea diurnă a PM_{10} și NO_2</i>	31
4.1.6.3. <i>Variabilitatea diurnă a PM_{10} și CO</i>	32
4.1.6.4. <i>Regresii zilnice între PM_{10} și poluanții gazoși (NO_2, CO, SO_2, benzen) și parametrii meteorologici</i>	33
4.2. <i>Analiza spațio-temporală a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$</i>	33
4.2.1. Variabilitatea anuală a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$	33
4.2.2. Variabilitatea lunară a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$	34
4.2.3. Compararea variabilității lunare a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ cu cea a concentrațiilor PM_{10} , $PM_{2,5}$, CO, NO_2 , SO_2	35
4.2.4. Variabilitatea lunară a concentrațiilor de $PM_{2,5}$ și $PM_{2,5-10}$	35
4.2.5. Variabilitatea sezonieră a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$	35

4.2.6. Influența temperaturii aerului asupra raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$	40
4.2.7. Variabilitatea spațială a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$	41
4.3. <i>Evaluarea comparativă a estimărilor modelelor CHIMERE și Ensemble în raport cu măsurătorile in situ ale particulelor în suspensie în municipiul Iași</i>	42
4.3.1. Estimări modelate și concentrații observate de PM_{10}	42
4.3.2. Estimări modelate și concentrații observate de $PM_{2,5}$	43
4.4. <i>Evaluarea concentrațiilor PM_{10} și $PM_{2,5}$ comparativ cu valorile limită actuale (Legea 104/2011 - Directiva 2008/50/CE) și viitoare (Directiva (UE) 2024/2881)</i>	44
4.4.1. Evaluarea concentrațiilor medii anuale de PM_{10} și $PM_{2,5}$	44
4.4.2. Evaluarea concentrațiilor medii zilnice de PM_{10} și $PM_{2,5}$	44
4.5. <i>Indicatori suplimentari propuși pentru evaluarea concentrațiilor PM_{10} și $PM_{2,5}$</i>	45
4.5.1. Excesul de Concentrație la stațiile de calitate aerului din municipiile Suceava, Iași și Botoșani	45
4.5.2. Indicele episodului de poluare (EI) la stațiile de calitate aerului din municipiile Suceava, Iași și Botoșani	46
4.5.3. Indicele toxic (TLI) la stațiile de calitate aerului din municipiile Suceava, Iași și Botoșani	47
4.5.4. Valoarea adăugată a EC, EI și TLI	47
4.5.5. Implicații politice	48
4.6. <i>Extinderea analizei indicatorilor suplimentari propuși pentru evaluarea concentrațiilor PM_{10} și $PM_{2,5}$ la nivelul României</i>	48
4.6.1. Excesul de Concentrație (EC) la stațiile de calitate aerului din România	48
4.6.2. Indicele episodului de poluare (EI) la stațiile de calitate aerului din România	52
4.6.3. Indicele toxic (TLI) la stațiile de calitate aerului din România	55
Concluzii	56
Bibliografie	58

Abrevieri

cRMSD	Rădăcina pătrată a erorii pătratice medii centrate
cRMSDN	Rădăcina pătrată a erorii pătratice medii centrate normalizate
CAMS	Copernicus Atmosphere Monitoring Service
CO	Monoxid de carbon
CV	Coeficient de variație
COD	Coeficient de divergență
EEA	Agenția Europeană de Mediu (European Environment Agency)
EC	Excesul de Concentrație (Excess Concentration)
EI	Indicele episodului de poluare (Episode Index)
MMAF	Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor
NO_x	Oxizi de azot
NO₂	Dioxid de azot
NO	Monoxid de azot
ND	Număr depășiri
OMS	Organizația Mondială a Sănătății (World Health Organization)
P75	Percentila 75
P90,4	Percentila 90,4
PM	Particule în suspensie
PM₁₀	Particule în suspensie cu diametrul aerodinamic $\leq 10\mu\text{m}$
PM_{2,5}	Particule în suspensie cu diametrul aerodinamic $\leq 2,5\mu\text{m}$
PM_{2,5-10}	Particulele cu diametrul cuprins între 2,5 μm și 10 μm .
R	Coeficient Pearson
R²	Coeficient de determinare
MAE	Eroare absolută medie
NO_x	Oxizi de azot
NO₂	Dioxid de azot
RMSE	Rădăcina pătrată a erorii pătratice medii
RNMCA	Rețeaua națională de monitorizare a calității aerului
SO₂	Dioxid de sulf
TLI	Indicele toxic (Toxic Load Index)
UE	Uniunea Europeană
UNECE	Comisia Economică pentru Europa a Organizației Națiunilor Unite (United Nations Economic Commission for Europe)
U.S. EPA	Agenția Europeană de Protecție a Mediului din Statele Unite ale Americii (U.S. Environmental Protection Agency)
VL	Valoare limită

Introducere

Particulele în suspensie sunt în prezent considerate cel mai bun indicator al efectelor poluării aerului ambiant asupra sănătății (Burnett et al., 2014; Costa et al., 2014), fiind totodată apreciați drept cei mai nocivi poluanți. Dintre acestea, fracțiile cu diametru sub 10 μm (PM_{10}) și, respectiv, sub 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$) sunt relevante sub aspectul impactului asupra sănătății umane, numeroase studii epidemiologice demonstrând asocierea lor cu creșterea incidenței bolilor respiratorii și cardiovasculare, a cancerului pulmonar și a mortalității premature (EEA 2020; EEA, 2025).

Ipoteza de cercetare de la care pornește teza este că indicatorii prevăzuți de Directiva (UE) 2024/2881 nu surprind în totalitate expunerea populației și severitatea episoadelor de poluare în raport cu valorile limită și pragurile de alertă, iar indicatorii complementari propuși: *Excesul de Concentrație (EC)*, *Indicele Episodului de poluare (EI)* și *Indicele toxic (TLI)*, construiți pe baza variabilității concentrațiilor, a raportului $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ și a depășirilor valorilor limită, pot furniza o analiză mai clară a evaluării calității aerului și a distanței reale până la atingerea obiectivelor stabilite de Directiva (UE) 2024/2881.

Scopul general al tezei este de a completa cunoștințele privind poluarea cu particule în suspensie prin analiza variabilității concentrațiilor PM_{10} și $\text{PM}_{2,5}$ și a raportului $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ precum și de a propune indicatori complementari ai expunerii populației, în contextul tranziției de la Directiva 2008/50/CE la Directiva (UE) 2024/2881.

Pentru atingerea acestui scop, sunt urmărite următoarele **obiective**:

- a) analiza tendințelor și a variabilității temporale ale concentrațiilor PM_{10} și $\text{PM}_{2,5}$ și estimarea tendințelor pe termen mediu prin aplicarea testului Mann-Kendall și a pantei Sen, în vederea evaluării direcției și intensității evoluțiilor recente ale acestor poluanți;
- b) investigarea relațiilor dintre PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ și poluanții gazoși (NO_2 , SO_2 , CO, benzen) prin corelații, analize diurne și regresii, în vederea evidențierii surselor comune și a situațiilor de expunere multiplă;
- c) analiza spațio-temporală a raportului $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$, ca indicator al structurii fracțiilor și al caracteristicilor surselor de particule;
- d) evaluarea comparativă a estimărilor satelitare în raport cu măsurătorile in situ pentru particulele în suspensie;
- e) evaluarea concentrațiilor de PM_{10} și $\text{PM}_{2,5}$ în raport cu valorile limită zilnice, valorile limită anuale din legislația actuală și viitoare;
- f) definirea, fundamentarea și justificarea indicatorilor complementari *Excesul de Concentrație (EC)*, *Indicele Episodului de Poluare (EI)* și *Indicele Toxic (TLI)*;
- g) aplicarea și extinderea acestor indicatori la nivel local și național.

Metodologia de cercetare combină mai multe tipuri de instrumente: analiza statistică a seriilor temporale de PM_{10} și $\text{PM}_{2,5}$ la rezoluție zilnică (și, unde este cazul, orară), calculul și interpretarea raportului $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ ca indicator al structurii fracțiilor granulometrice, evaluarea performanței și a capacității produselor satelitare de a furniza estimări ale concentrațiilor de particule, precum și compararea acestor estimări cu măsurătorile in situ pe baza unor indicatori standard de performanță, aplicarea cadru legislativ actual și viitor asupra aceluiași serii de date, dezvoltarea și implementarea indicatorilor *EC*, *EI* și *TLI*, analiza de sensibilitate a pragurilor de clasificare, precum și extinderea indicatorilor la nivelul României folosind datele disponibile din

rețeaua națională.

Cercetarea se concentrează asupra a trei municipii din nord-estul României: Suceava, Iași și Botoșani, pentru care sunt analizate datele de calitate a aerului, pentru 3 stații de fond urban, și una de tip industrial aflată în zonă urbană din cadrul rețelei naționale de monitorizare a calității aerului (RNMCA).

Analiza principală a variabilității și tendințelor concentrațiilor de PM_{10} și $PM_{2,5}$ se bazează pe intervalul 2017-2024, în timp ce evaluarea variabilității raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ a fost realizată pentru perioada 2019-2023, în acord cu modul de proiectare inițial al cercetării. Indicatorii complementari de expunere au fost definiți și calculați pentru intervalul 2019-2024, iar prelucrarea datelor satelitare a vizat anul 2024. Analiza extinsă a indicatorilor la nivelul României a fost realizată utilizând datele disponibile pentru stațiile din RNMCA la care au fost măsurate concomitent concentrațiile de PM_{10} și $PM_{2,5}$, pentru perioada 2015-2025.

Setul de date disponibile prezintă anumite limitări, întrucât nu există o captură suficientă a datelor pentru toți anii și pentru toate stațiile de monitorizare. Acest aspect poate afecta gradul de completitudine atât din perspectivă temporală, cât și spațială. Variabilitatea meteorologică influențează dispersia poluanților și poate genera interanuale independente de schimbările surselor de emisii.

Capitol 1. Cadrul teoretic și stadiul actual al cercetării

1.1. Fundamente conceptuale

Particulele în suspensie reprezintă unul dintre cei mai importanți și nocivi categorii de poluanți atmosferici și un indicator major al efectelor negative ale poluării aerului ambiant asupra sănătății umane (Burnett et al., 2014; Costa et al., 2014; EEA, 2020; EEA, 2025).

Acestea constituie un amestec complex de particule solide și lichide, provenite din surse naturale și antropice, care pot persista în atmosferă și pot fi transportate pe distanțe mari (Seinfeld, 2016; OMS, 2005; OMS 2021). Clasificarea particulelor se realizează în principal în funcție de diametrul lor aerodinamic, cele mai relevante fracții fiind PM_{10} , $PM_{2.5}$ și particulele ultrafine.

Dimensiunea particulelor, compoziția chimică, proprietățile higroscopice și caracteristicile optice influențează comportamentul acestora în atmosferă, procesele de depunere la nivelul sistemului respirator, precum și efectele asupra sănătății umane și ecosistemelor (U.S. EPA, 2019; Directiva (UE) 2024/2881; OMS, 2006).

În atmosferă, particulele în suspensie sunt supuse unor procese continue de transformare fizică și chimică și sunt îndepărtate prin sedimentare gravitațională, depunere uscată pe suprafețe și depunere umedă asociată precipitațiilor. În funcție de originea lor, particulele pot fi clasificate în primare, atunci când sunt emise direct în atmosferă, și secundare, atunci când se formează în urma unor reacții chimice care implică precursori gazoși precum NH_3 , SO_2 și NO_x . Emisiile acestor gaze precursori contribuie la formarea PM_{10} și $PM_{2.5}$, proces care este, în general, mai pronunțat în sezonul rece, ca urmare a intensificării emisiilor asociate încălzirii (Harrison et al., 1997; Seinfeld, 2016; Jimenez et al., 2009; Putaud et al., 2010).

Compoziția particulelor poate include nitrați, sulfati, amoniu și cloruri, dar și carbon elementar, metale grele și compuși organici toxici, dintre care unii au proprietăți cancerigene (Liu et al., 2020; Belis et al., 2013; Hopke et al., 2020; Seinfeld, 2016; Volná and Blažek, 2024). Din perspectiva surselor, particulele provin atât din surse naturale, precum praful mineral, aerosolii marini, polenul, sporii, incendiile de vegetație și activitatea vulcanică, cât și din surse antropice (Carslaw et al., 2010; Marelli, 2007; OMS, 2006).

Materia minerală reprezintă una dintre componentele importante ale particulelor atmosferice și contribuie în special la concentrațiile de PM_{10} . Silicații, carbonații, oxizii și fosfații se regăsesc predominant în fracția grosieră $PM_{2.5-10}$, deși particulele minerale rezultate prin abraziune pot contribui și la fracția fină $PM_{2.5}$ (Querol et al., 2001; Putaud et al., 2004; Querol et al., 2004).

Cele mai importante surse antropice, care generează cantități semnificative de particule antropice, includ traficul rutier, arderea combustibililor în instalațiile rezidențiale, energetice, comercial instituționale și diverse procese industriale (EEA, 2019; Gualtieri et al., 2015; Park et al., 2018).

Efectele negative asupra sănătății umane ale acestora depind de dimensiune, concentrație, compoziție chimică, durata expunerii, sensibilitatea individuală (Dettori et al., 2021; Park et al.,

2018; Philip et al., 2017).

Particulele grosiere se depun predominant în căile respiratorii superioare și sunt asociate cu astmul, boala pulmonară obstructivă cronică și creșterea spitalizărilor pentru afecțiuni respiratorii (Ai et al., 2019; Mohebbichamkhorami et al., 2020), cu efecte cardiovasculare (Cheng et al., 2021; Miller, 2022).

PM_{2,5}, datorită dimensiunilor reduse, pătrunde mai adânc în sistemul respirator, până la nivelul alveolelor, unde poate induce inflamații și efecte toxice. Expunerea la PM_{2,5} este asociată cu creșterea riscului de mortalitate, boli respiratorii (Liu et al., 2019; Park et al., 2021; Pražnikar and Pražnikar, 2012) și cardiovasculare, cancer (Pražnikar and Pražnikar, 2012; Taj et al., 2021) și accident vascular cerebral (Committee on the Medical Effects of Air Pollutants, 2011; World Health Organization, 2021), existând și dovezi privind posibile efecte asupra sistemului nervos (Ke et al., 2022). Episoadele cu concentrații foarte ridicate, precum cele generate de incendii, furtuni de praf sau emisii industriale, pot provoca efecte acute și creșterea spitalizărilor (Delfino et al., 2009). Reducerea chiar și modestă a concentrațiilor de PM_{2,5} poate contribui semnificativ la scăderea mortalității și îmbunătățirea sănătății populației (Oudin et al., 2024).

1.2. Abordări metodologice utilizate la nivel internațional

În ultimii ani, numeroase studii internaționale au utilizat serii lungi de măsurători în stații fixe pentru a descrie evoluția concentrațiilor de PM₁₀ și PM_{2,5}, pentru a evalua respectarea standardelor și pentru a identifica trenduri pe termen lung, în strânsă legătură cu măsurile de reducere a emisiilor și cu schimbările comportamentale la nivel urban (de exemplu, scăderi ale nivelelor medii anuale după 2020 în contextul măsurilor asociate pandemiei și planurilor de mobilitate durabilă) (Mecca et al., 2024; Pala et al., 2022).

Unele studii au arătat că, deși mediile anuale de PM₁₀ în aglomerări urbane din Europa Centrală se încadrează adesea sub 40 μg/m³, numărul depășirilor VL zilnice de 50 μg/m³ continuă să fie mai mare decât permite legislația europeană, evidențiind importanța analizelor detaliate ale variației temporale și ale condițiilor meteorologice (Ferenczi et al., 2021).

O categorie de studii sunt bazate pe rețelele de monitorizare la sol, în care seriile de timp de PM₁₀ și PM_{2,5} sunt analizate prin regresii liniare sau multiple, și modele de serie temporală pentru a evalua influența parametrilor meteorologici, a surselor locale și a sezonality asupra variației concentrațiilor, cât și a influenței altor poluanți gazoși (Ganguly et al., 2019; Girotti et al., 2025; Loganathan et al., 2022; Manevska et al., 2025). Aceste lucrări includ frecvent și analize de trend pe termen lung, teste de tip Mann-Kendall și estimarea pantei Sen (Bosch et al., 2025; Mahesh and Sivakumar, 2025; Sen et al., 2019; Umoh et al., 2022).

În literatura recentă au fost utilizate modele de regresie neliniară multiplă care leagă concentrațiile zilnice de PM₁₀ de un set extins de variabile, obținând ecuații cu potențial de utilizare operațională în prognoza poluării cu particule.

Pentru separarea influenței condițiilor meteorologice de cea a emisiilor, unii autori aplică filtre precum Kolmogorov-Zurbenko (KZ) asupra seriilor de PM₁₀ pentru a extrage componentele de trend (Ferenczi et al., 2021). În prezenta teză, modelele de regresie sunt utilizate într-un mod similar pentru a cuantifica relațiile dintre PM și parametrii meteorologici, chiar dacă nu se aplică

filtrul KZ, rezultatele fiind interpretate în același cadru conceptual al separării efectelor de emisii și meteorologie.

Ghidurile și reglementările europene și naționale au consolidat utilizarea combinată a rețelelor de monitorizare, a tehnicilor de modelare matematică a dispersiei și a estimării obiective pentru evaluarea calității aerului, ceea ce a stimulat dezvoltarea unor sisteme integrate de monitorizare și prognoză a poluării cu particule în suspensie

O altă abordare utilizată în studii internaționale este cea care îmbină măsurători la sol cu date satelitare și alte surse spațiale de informații (utilizarea terenului, indicatori de trafic), permițând obținerea unor câmpuri de concentrație $PM_{2,5}$ și PM_{10} cu rezoluție spațio-temporală tot mai fină, inclusiv în regiuni slab monitorizate (Bucharde et al., 2016; Diao et al., 2020; Li et al., 2015; Sannigrahi et al., 2021).

Perioada 2020-2026 este caracterizată de adoptarea pe scară largă a metodelor de învățare automată și a modelelor hibride ("machine learning", "deep learning", "random forest", "ensemble models"), care exploatează simultan date din stații, satelit, modele numerice și variabile geografice pentru predicția concentrațiilor de PM, separarea contribuțiilor meteorologiei și emisiilor și estimarea riscului asociat expunerii (Doreswamy et al., 2020; Grange et al., 2018; Hu et al., 2025; Song et al., 2026).

Potrivit cerințelor legislației europene de a raporta numărul anual de depășiri zilnice ale valorilor limită pentru PM_{10} și de a delimita ariile afectate, unele studii au dezvoltat metodologii probabilistice care combină cartări zilnice prin "kriging" (bazate pe măsurători la sol și rezultate din modele de transport chimic, precum CHIMERE) cu distribuții *Poisson*, pentru a estima, la nivel de celulă de grilă, probabilitatea ca numărul de zile cu depășiri să depășească pragul admis de 35 de zile/an (Beauchamp et al., 2015).

Jiang et al. (2026) au analizat modul în care publicul acceptă intervențiile menite să reducă poluarea aerului din transport, luând în considerare nanoparticulele, atitudinile de mediu, normele morale și intențiile comportamentale. Rezultatele sugerează că intervențiile atrăgătoare sunt mai bine primite decât cele restrictive, iar combinațiile echilibrate între diferite tipuri și niveluri de intervenție sporesc eficiența și acceptarea acestora (Jiang et al., 2026).

Aceste evoluții metodologice recente susțin utilizarea, în prezenta teză, a indicatorilor complementari (*EC*, *EI*, *TLI*) și a analizelor de serie temporală, în concordanță atât cu direcțiile actuale de cercetare, cât și cu cerințele legislației europene și naționale privind evaluarea calității aerului.

Capitol 2. Cadrul legislativ privind calitatea aerului înconjurător

Calitatea aerului înconjurător este în prezent reglementată în România prin *”Legea nr. 104/2011 privind calitatea aerului înconjurător”*, cu modificările și completările ulterioare, lege care transpune *”Directiva 2008/50/CE a Parlamentului European și a Consiliului privind calitatea aerului și un aer mai curat în Europa”* și *”Directiva 2004/107/CE a Parlamentului European și a Consiliului privind arsenul, cadmiul, mercurul, nichelul și hidrocarburile policiclice aromatice în aerul ambiental”*. Potrivit prevederilor Legii nr. 104/2011, în zonele în care starea calității aerului este bună, aceasta trebuie menținută și, acolo unde este posibil, îmbunătățită. În situațiile în care nivelurile unuia sau mai multor poluanți depășesc valorile-limită, valorile-țintă sau, după caz, obiectivele pe termen lung stabilite de legislația în vigoare, autoritățile competente trebuie să adopte măsurile necesare pentru atingerea și respectarea acestor obiective într-un interval de timp determinat.

În vederea încadrării concentrațiilor poluanților în valorile-limită stabilite de legislația în vigoare, Legea nr. 104/2011 prevede elaborarea unor planuri de calitate a aerului sau planuri integrate de calitate a aerului, după caz. Acestea trebuie să cuprindă măsuri și acțiuni destinate reducerii nivelurilor poluanților pentru care au fost constatate depășiri, precum și termenele de realizare a acestora. Măsurile prevăzute în planuri sunt implementate într-o perioadă determinată, astfel încât obiectivele privind calitatea aerului să poată fi atinse.

În funcție de rezultatele evaluării calității aerului și de nivelurile înregistrate pentru diferiți poluanți, zonele și aglomerările din România sunt încadrate în regimuri de gestionare a calității aerului, conform criteriilor prevăzute de legislația națională. Astfel, în regimul I sunt încadrate zonele și aglomerările în care nivelurile unuia sau mai multor poluanți depășesc valorile-limită sau valorile-țintă prevăzute de legislație, fiind necesară adoptarea unor măsuri pentru reducerea concentrațiilor acestora. În regimul II sunt încadrate zonele și aglomerările în care nivelurile poluanților se situează în limitele prevăzute de legislație, fiind necesare măsuri pentru menținerea și, după caz, îmbunătățirea calității aerului.

În România, în urma evaluărilor calității aerului și în conformitate cu Ordinul nr. 2.202/2020 privind aprobarea listelor cu unitățile administrativ-teritoriale întocmite în urma încadrării acestora în regimurile de gestionare a ariilor din zonele și aglomerările prevăzute în anexele nr. 1 și 2 la Legea nr. 104/2011, municipiul Suceava este încadrat în regimul I de gestionare a calității aerului pentru indicatorul PM_{10} . Municipiul Iași este încadrat în regimul I pentru indicatorii PM_{10} , $PM_{2,5}$ și dioxid de azot/oxizi de azot (NO_2/NO_x), în timp ce municipiul Botoșani este încadrat în regimul II pentru indicatorii PM_{10} și $PM_{2,5}$.

Încadrarea în aceste regimuri reprezintă baza pentru stabilirea măsurilor de gestionare a calității aerului și a documentelor de planificare necesare la nivel local. În cazul zonelor și aglomerărilor încadrate în regimul I, măsurile urmăresc reducerea concentrațiilor poluanților pentru care au fost constatate depășiri și atingerea valorilor prevăzute de legislație, în timp ce pentru regimul II sunt urmărite menținerea nivelurilor de calitate a aerului și prevenirea deteriorării acestora.

În contextul evoluției cerințelor europene privind protecția sănătății populației și reducerea poluării atmosferice, cadrul legislativ comunitar a fost recent revizuit prin adoptarea unei noi directive privind calitatea aerului, respectiv: Directiva (UE) 2024/2881 a Parlamentului European și a Consiliului din 23 octombrie 2024 privind calitatea aerului înconjurător și un aer mai curat pentru Europa (reformare). Noua directivă urmărește consolidarea protecției sănătății populației, a ecosistemelor și a biodiversității, prin stabilirea unor cerințe mai stricte privind nivelurile de concentrație ale principalilor poluanți atmosferici. Directiva stabilește noi valori-limită și valori-țintă pentru poluanții atmosferici, care se apropie mai mult de nivelurile recomandate de Organizația Mondială a Sănătății și care urmează să fie atinse până în anul 2030.

Prin urmare, deși la momentul elaborării prezentului document cadrul legislativ național este reprezentat de Legea nr. 104/2011, prevederile noii directive constituie cadrul european care va sta la baza viitoarei actualizări a legislației naționale privind calitatea aerului înconjurător.

Una dintre principalele modificări introduse de noua directivă constă în înăsprirea cerințelor privind concentrațiile admise de poluanți atmosferici. În comparație cu valorile-limită prevăzute de Directiva 2008/50/CE, noua directivă stabilește valori mai stricte pentru mai mulți poluanți atmosferici, cu termen de atingere în anul 2030 (Tabel 2. 1).

Tabel 2. 1. Valori limită stabilite de Directiva 2008/50/EC, Directiva (UE) 2024/2881 și recomandate de ghidul OMS

Poluant	Perioada de calcul a mediei	Valoare-limită		Nivel recomandat de ghidul OMS 2021
		Directiva 2008/50/CE (Legea 104/2011)*	Directiva (UE) 2024/2881**	
PM _{2,5}	An calendaristic	25 µg/m ³	10 µg/m ³	5 µg/m ³
	1 zi	-	25 µg/m ³ a nu se depăși mai mult de 18 de ori într-un an calendaristic	15 µg/m ³ a nu se depăși mai mult de 3-4 de ori într-un an calendaristic
PM ₁₀	An calendaristic	40 µg/m ³	20 µg/m ³	15 µg/m ³
	1 zi	50 µg/m ³ a nu se depăși mai mult de 35 de ori într-un an calendaristic	45 µg/m ³ a nu se depăși mai mult de 18 de ori într-un an calendaristic	45 µg/m ³ a nu se depăși mai mult de 3-4 de ori într-un an calendaristic

*** de atins până la 11 decembrie 2026 ; * de atins până la 1 ianuarie 2030**

Comparativ cu valorile recomandate de ghidul OMS 2021, standardele europene rămân mai puțin ambițioase, ceea ce indică că, pe termen lung, este posibilă o nouă etapă de înăsprire a reglementărilor pentru a atinge nivelurile considerate optime din punct de vedere epidemiologic.

O noutate importantă introdusă prin Directiva (UE) 2024/2881 o reprezintă introducerea unor praguri de informare și praguri de alertă pentru gestionarea episoadelor de poluare intensă cu PM₁₀ și PM_{2,5} (Tabel 2. 2). Pragurile de informare indică un risc crescut pentru grupurile vulnerabile și sensibile și necesită diseminarea rapidă și corespunzătoare a informațiilor relevante. În cazul PM₁₀ și PM_{2,5}, măsurătorile trebuie efectuate într-o zi în locații reprezentative pentru calitatea aerului, pe o suprafață de cel puțin 100 km² sau la nivelul întregii zone, în funcție de care dintre acestea este mai mică.

Pragurile de alertă semnalează un risc pentru întreaga populație ca urmare a expunerii pe termen scurt și impun adoptarea imediată a unor măsuri de protecție. Acestea sunt evaluate pe baza mediilor zilnice calculate pe o perioadă de până la trei zile consecutive (sau mai puțin). Conform directivei menționate, depășirea pragului de alertă conduce la activarea unui plan de acțiune pe termen scurt pentru protecția sănătății publice.

Tabel 2. 2. Praguri de informare și de alertă conform Directivei (UE) 2024/2881

Poluant	Perioada de calcul a mediei	Prag de informare	Prag de alertă
PM _{2,5}	1 zi	50 μg/m ³	50 μg/m ³
PM ₁₀	1 zi	90 μg/m ³	90 μg/m ³

Capitolul 3. Materiale și metode utilizate

3.1. Zona de studiu și condițiile climatice

Studiul a fost realizat în trei municipii din nord-estul României: Iași, Botoșani și Suceava, situate într-o regiune cu un climat temperat-continental, caracterizat de ierni reci și veri calde.

Municipiile au fost selectate astfel încât să acopere zone urbane cu topografie și densitate a populației diferite. În alegerea acestora s-a ținut cont de poziția geografică și de mărimea lor, deoarece acești factori influențează distribuția și intensitatea poluării aerului.

3.2. Date utilizate în studiu

3.2.1. Date măsurate la stațiile de monitorizare a calității aerului

Monitorizarea calității aerului în România se realizează prin intermediul stațiilor automate din cadrul Rețelei Naționale de Monitorizare a Calității Aerului (RNMCA), prin măsurători continue în puncte fixe și măsurători indicative, în conformitate cu prevederile Legii nr. 104/2011. În prezentul studiu au fost utilizate date de PM_{10} și $PM_{2.5}$ provenite de la stațiile RNMCA administrate de Agenția Națională pentru Mediu și Aree Protejate (ANMAP), localizate în municipiile Suceava (SV-1, SV-2), Botoșani (BT-1) și Iași (IS-2). Pentru o analiză comparativă, a fost inclusă și stația de fond rural IS-4 din comuna Aroneanu, județul Iași.

Într-o etapă ulterioară a studiului, prezentată în subcapitolul 4.6, aplicarea indicatorilor complementari propuși a fost extinsă la nivelul stațiilor din RNMCA care monitorizează simultan PM_{10} și $PM_{2.5}$. Datele privind localizarea stațiilor, poluanții monitorizați și concentrațiile înregistrate sunt disponibile pe portalul național de monitorizare a calității aerului (<https://www.calitateaer.ro>). Pentru PM_{10} și $PM_{2.5}$, măsurătorile se realizează conform metodelor de referință standardizate, metoda gravimetrică fiind prevăzută de SR EN 12341. În analiză au fost incluse seriile anuale de date cu o captură minimă de 75%.

Localizarea stațiilor de monitorizare, poluanții analizați și concentrațiile măsurate sunt disponibile pe portalul național al Ministerului Mediului, Apelor și Pădurilor (MMAP). Monitorizarea se realizează cu echipamente specifice, utilizând metode de referință standardizate și respectând criteriile de calitate a datelor prevăzute de Legea nr. 104/2011. Pentru PM_{10} și $PM_{2.5}$, metoda de referință este metoda gravimetrică, conform SR EN 12341. În cadrul prezentului studiu au fost utilizate seriile anuale de date pentru PM_{10} și $PM_{2.5}$ cu o captură minimă a datelor de 75%.

3.2.2. Date satelitare

Modelul **CHIMERE** și produsul multimodel **Ensemble** au fost evaluate prin compararea concentrațiilor de PM_{10} și $PM_{2.5}$ cu valorile măsurate gravimetric conform EN 12341, la stația urbană IS-2, în perioada ianuarie-decembrie 2024. Datele orare au fost furnizate de Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) și agregate la rezoluție zilnică. CHIMERE este un model regional de transport și chimie atmosferică, cu o rezoluție de aproximativ 10 km și o frecvență orară. Ensemble reprezintă mediana rezultatelor mai multor modele regionale CAMS.

Utilizarea medianei multimodel contribuie la reducerea incertitudinilor și la obținerea unor estimări mai robuste ale concentrațiilor de particule (Marécal et al., 2015).

3.3. Metode statistice și analitice utilizate

Analizele aplicate combină metode descriptive, comparative, corelaționale, de regresie și neparametrice.

Analizele descriptive au urmărit variabilitatea anuală, lunară și săptămânală a concentrațiilor de PM_{10} și $PM_{2,5}$, precum și variațiile diurne și sezoniere ale PM_{10} . A fost analizat și raportul $PM_{2,5}/PM_{10}$ în funcție de sezon, concentrațiile de particule și temperatura aerului, precum și variabilitatea sa spațială între stațiile de monitorizare. Conformarea concentrațiilor la cerințele legislative a fost evaluată pe baza indicatorilor prevăzuți de Legea 104/2011 și Directiva (UE) 2024/2881. Analizele comparative au vizat relațiile dintre PM_{10} , NO_2 și CO , precum și compararea observațiilor in situ cu datele satelitare și rezultatele modelelor CAMS (CHIMERE și Ensemble). Performanța modelelor a fost evaluată prin indicatori statistici: R (coeficient Pearson), RMSE (rădăcina pătrată a erorii pătratice medii), MAE (Eroare absolută medie), Mean Bias (abatere sistematică medie), NRMSE (rădăcina pătrată a erorii pătratice medii normalizate) și cRMSD (rădăcina pătrată a erorii pătratice medii centrate) și diagrame Taylor.

Analiza corelațiilor a fost utilizată pentru evaluarea relațiilor dintre concentrațiile de PM_{10} și $PM_{2,5}$ și principalii parametri meteorologici, utilizând coeficientul de corelație Pearson pentru identificarea relațiilor liniare.

Analiza tendințelor pe termen mediu ale concentrațiilor PM_{10} și $PM_{2,5}$ s-a realizat prin utilizarea unei metode statistice neparametrice, testul Mann-Kendall pentru detectarea tendințelor monotone și estimarea pantei Sen pentru cuantificarea ratei de schimbare. Alegerea acestor metode este motivată de caracteristicile seriilor de date de poluare: distribuții adesea asimetrice, prezența valorilor extreme și existența unor perioade cu date lipsă. Testul Mann-Kendall este solid la valori aberante, iar panta Sen oferă o estimare mediană a tendinței, mai puțin sensibilă la episoade izolate de concentrații foarte ridicate, ceea ce îl face adecvat pentru evaluarea evoluțiilor recente ale PM într-un context urban.

Analiza de regresie liniară multiplă a fost utilizată pentru evaluarea relației dintre concentrațiile zilnice de PM_{10} și principalii factori explicativi, pe perioada 2017-2024.

În prima etapă, au fost analizate relațiile dintre PM_{10} și poluanții gazoși NO_2 , CO , SO_2 și benzen, iar ulterior au fost incluși și parametrii meteorologici: temperatura, umiditatea relativă, precipitațiile și presiunea atmosferică. Modelele au permis evaluarea simultană a influenței surselor de emisii și a condițiilor meteorologice asupra variabilității concentrațiilor de PM_{10} . Analiza a fost realizată separat pentru sezonul rece (noiembrie-martie) și sezonul cald (aprilie-octombrie).

3. 4. Indicatori suplimentari propuși pentru evaluarea poluării cu PM_{10} și $PM_{2,5}$

În vederea conformării cu viitoarele valori limită pentru PM_{10} și $PM_{2,5}$ stabilite de Directiva (UE) 2024/2881 și pentru o caracterizare mai detaliată a poluării cu particule, în acest studiu au fost propuși trei indicatori suplimentari ai expunerii: Excesul de concentrație (*EC*), Indicele episodului de poluare (*EI*) și Indicele toxic (*TLI*).

3.4.1. Excesul de concentrație (EC)

EC este un parametru suplimentar care completează informațiile oferite de numărul anual de depășiri zilnice și furnizează detalii suplimentare despre magnitudinea acestor depășiri. Se determină, pentru un an calendaristic, prin cumularea diferențelor zilnice dintre concentrațiile de PM și valoarea limită zilnică, luând în considerare exclusiv zilele în care această limită a fost depășită, formula de calcul fiind următoarea:

$$EC = \sum_{i=1}^n (C_i - VL) \quad (1)$$

unde

- C_i = concentrația zilnică a PM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- VL = valoarea limită zilnică ($45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru PM_{10} și $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru $\text{PM}_{2,5}$)
- i = numărul de zile în care VL a fost depășită

Pragurile de clasificare pentru indicatorul EC au fost definite în scopul evaluării expunerii populației la particulele în suspensie.

În prima etapă, pragurile stabilite pentru EC au permis încadrarea județelor din nord-estul României în patru categorii: scăzută, moderată, ridicată și foarte ridicată, corespunzătoare valorilor $EC < 250$, $251-750$, $751-1000$ și $> 1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru PM_{10} și < 150 , $151-500$, $501-800$ și $> 800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru $\text{PM}_{2,5}$.

Ulterior, clasificarea a fost reevaluată prin integrarea numărului de depășiri zilnice (ND), utilizând pragul de 18 zile/an. Noua abordare a permis diferențierea suplimentară a categoriilor de expunere, în funcție de frecvența depășirilor, și o caracterizare mai detaliată a distribuției spațiale a expunerii la particule în suspensie (Tabel 3. 1).

Tabel 3. 1. Categoriile de expunere pentru excesul anual de concentrație (EC).

Categorie/ cod cromatic	EC anual ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) PM_{10}	EC anual ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) $\text{PM}_{2,5}$	Criterii de interpretare
Scăzut/ verde deschis	< 250 și $\text{ND} \leq 18$	< 150 și $\text{ND} \leq 18$	Mai puțin de 18 depășiri zilnice și/sau depășiri de mică amplitudine
Moderat/ verde închis	$251-750$ și $\text{ND} \leq 18$	$151-500$ și $\text{ND} \leq 18$	Depășiri zilnice moderate, dar cu număr de depășiri zilnice sub pragul de 18 zile/an.
Moderat/ galben	$EC < 250$ și $\text{ND} > 18$	$EC < 150$ și $\text{ND} > 18$	Exces anual redus, dar cu număr de depășiri zilnice care depășește pragul de 18 zile/an.
Moderat/ portocaliu	$251-750$ și $\text{ND} > 18$	$151-500$ și $\text{ND} > 18$	Depășiri zilnice moderate, frecvente, cu număr de depășiri zilnice peste pragul de 18 zile/an.
Ridicat/roșu	$751-1000$	$501-800$	Depășiri zilnice frecvente și/sau niveluri zilnice ridicate de concentrație.
Foarte ridicat/ mov	> 1000	> 800	Poluare intensă cu numeroase depășiri zilnice sau episoade extreme de poluare.

O stație a fost considerată conformă într-un anumit an dacă numărul depășirilor VL zilnice pentru PM_{10} , respectiv $\text{PM}_{2,5}$, nu a depășit pragul maxim admis de depășiri prevăzut de Directiva

(UE) 2024/2881, iar valoarea indicatorului EC s-a menținut sub $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la PM_{10} , respectiv sub $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la $\text{PM}_{2,5}$, criteriu ce corespunde unui nivel redus al expunerii anuale.

3.4.2. Indicele episodului de poluare (EI)

EI a fost utilizat pentru caracterizarea episoadele de poluare cu PM_{10} și/sau $\text{PM}_{2,5}$ (o succesiune de cel puțin trei zile consecutive (sau două zile cu valori foarte ridicate) în care pragul de alertă este depășit). Acest indice integrează amplitudinea depășirilor față de pragul de alertă pe întreaga durată a episodului, oferind o estimare mai reală a potențialului risc asupra sănătății populației. Se calculează ca suma diferențelor zilnice dintre concentrațiile zilnice măsurate și pragul de alertă stabilit de directivă, pentru fiecare zi în care acest prag este depășit, formula de calcul fiind următoarea:

$$EI = \sum_{i=1}^n (C_i - P_{\text{alertă}}) \quad (2)$$

unde

C_i = concentrația zilnică PM_{10} sau $\text{PM}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

$P_{\text{alertă}}$ = pragul de alertă (Directiva (UE) 2024/2881: $\geq 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru $\text{PM}_{2,5}$ și $\geq 90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru PM_{10}).

n = numărul de zile consecutive în timpul episodului de poluare în care $C_i > P_{\text{alertă}}$

Intervalele de prag propuse pentru clasificarea amplitudinii episoadelor de poluare (Tabel 3. 2) s-au bazat pe date din literatura de specialitate privind efectele expunerii la PM asupra sănătății (Lu et al., 2015; Pini et al., 2021).

Tabel 3. 2. *Classificarea propusă a pragurilor pentru Indicele Episodului de poluare (EI).*

Categorie	$EI (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ PM_{10}	$EI (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ $\text{PM}_{2,5}$	Criterii de interpretare
Ridicat	1-25	1-25	2-3 zile consecutive cu concentrații apropiate de $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru PM_{10} , $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru $\text{PM}_{2,5}$
Foarte ridicat	26-100	26-100	3-4 zile consecutive cu concentrații de 100-115 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru PM_{10} , 60-70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru $\text{PM}_{2,5}$
Extrem de ridicat	>101	>101	Episoade lungi și/sau cu vârfuri înalte (>115 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru PM_{10} , >75-90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru $\text{PM}_{2,5}$).

Pentru a evalua robustețea pragurilor EI propuse s-a efectuat o analiză de sensibilitate în care pragurile au fost ajustate cu $\pm 20\%$, aplicate la nivel global tuturor pragurilor definite.

3.4.3. Indicele toxic (TLI)

TLI are ca scop completarea indicatorilor cantitativi standard, precum concentrația zilnică, numărul maxim de depășiri zilnice și concentrația medie anuală, precum și a celorlalți doi indicatori utilizați în acest studiu EC și EI , prin integrarea aspectelor calitative legate de potențialul toxic al particulelor. TLI ia în considerare atât depășirile concentrației de $\text{PM}_{2,5}$ față de valoarea limită zilnică, cât și proporția $\text{PM}_{2,5}$ din totalul PM_{10} , exprimată ca raport $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$. În zilele în care concentrația de $\text{PM}_{2,5}$ nu depășește valoarea limită zilnică, valoarea TLI va fi zero, indicând absența unei toxicități semnificative.

Calculul zilnic al indicatorului *TLI* permite evaluarea rapidă a riscurilor pentru sănătatea populației asociat poluării cu PM, prin evidențierea variațiilor zilnice ale concentrațiilor de PM_{2,5} și PM₁₀. Aceste variații sunt influențate atât de nivelul emisiilor, cât și de condițiile meteorologice. Formula de calcul pentru *TLI* este următoarea:

$$TLI_i = \left(\frac{PM_{2,5,i}}{PM_{10,i}} \right) \times (C_i - 25) \quad (3)$$

unde

TLI_i = *TLI* zilnic

C_i = concentrația zilnică PM_{2,5}, când VL este depășită (μg/m³)

$\frac{PM_{2,5,i}}{PM_{10,i}}$ = raportul concentrațiilor PM din ziua *i*

25 (μg/m³) = valoarea limită zilnică pentru PM_{2,5}

În lipsa datelor locale recente de compoziție chimică, *TLI* utilizează raportul PM_{2,5}/PM₁₀ ca proxy validat pentru potențial toxic (<0,4 praf grosier; >0,8 ardere biomasă/diesel cu toxicitate ridicată) (Bodor and Bodor, 2022; Drăgoi et al., 2025a; Fan et al., 2021).

Concepția *TLI* se bazează pe principii consacrate în evaluarea riscurilor asupra mediului și sănătății, inclusiv cuantificarea depășirilor pragurilor de concentrație asociate efectelor adverse asupra sănătății (Abbey et al., 1989) și utilizarea raportului PM_{2,5}/PM₁₀ pentru caracterizarea distribuției granulometrice și a potențialelor surse ale particulelor (Drăgoi et al., 2025a; Li and Yang, 2020). Prin urmare, indicatorul nu reprezintă o măsură directă a toxicității, ci un instrument pentru caracterizarea variațiilor potențialului de risc asociat poluării cu particule, în condițiile absenței unor date detaliate privind compoziția chimică a particulelor.

Această abordare este relevantă în special pentru stațiile în care măsurătorile privind compoziția chimică a particulelor sunt limitate. Prin combinarea informațiilor privind depășirea concentrațiilor cu cele referitoare la fracția granulometrică, *TLI* oferă o dimensiune suplimentară pentru interpretarea poluării cu particule în suspensie, dincolo de indicatorii convenționali bazați exclusiv pe concentrații.

Pragurile de clasificare propuse pentru valorile zilnice ale *TLI* (Tabel 3. 3) au fost stabilite în funcție de magnitudinea depășirilor concentrațiilor de PM_{2,5}, ponderată prin raportul PM_{2,5}/PM₁₀.

Tabel 3. 3. Clasificarea indicelui toxic zilnic (TLI) pentru PM_{2,5}.

Categorie	<i>TLI</i> (μg/m ³)	Criterii de interpretare
Fără risc	0	PM _{2,5} sub valoarea limită zilnică (25 μg/m ³), încărcare toxică nesemnificativă
Scăzut	0,1-5	Ușoară depășire sau un raport PM _{2,5} /PM ₁₀ mai mic
Moderat	5,1-12	Depășire semnificativă și un raport PM _{2,5} /PM ₁₀ ridicat
Ridicat	12,1-20	Episoade severe de poluare cu compoziție toxică
Foarte ridicat	>20	Episod critic, risc toxicologic major

3.5. Software și instrumente de analiză utilizate

Prelucrările de date și analizele statistice au fost realizate utilizând în principal limbajul Python (versiunea 3.12) și Microsoft Excel.

Capitolul 4. Rezultate și discuții

4.1. Analiza tendințelor temporale ale particulelor în suspensie PM_{10} și $PM_{2,5}$

Acest subcapitol prezintă analiza variațiilor anuale, lunare, săptămânale, diurne și sezoniere ale concentrațiilor particulelor în suspensie PM_{10} și $PM_{2,5}$ în municipiile Suceava, Iași și Botoșani.

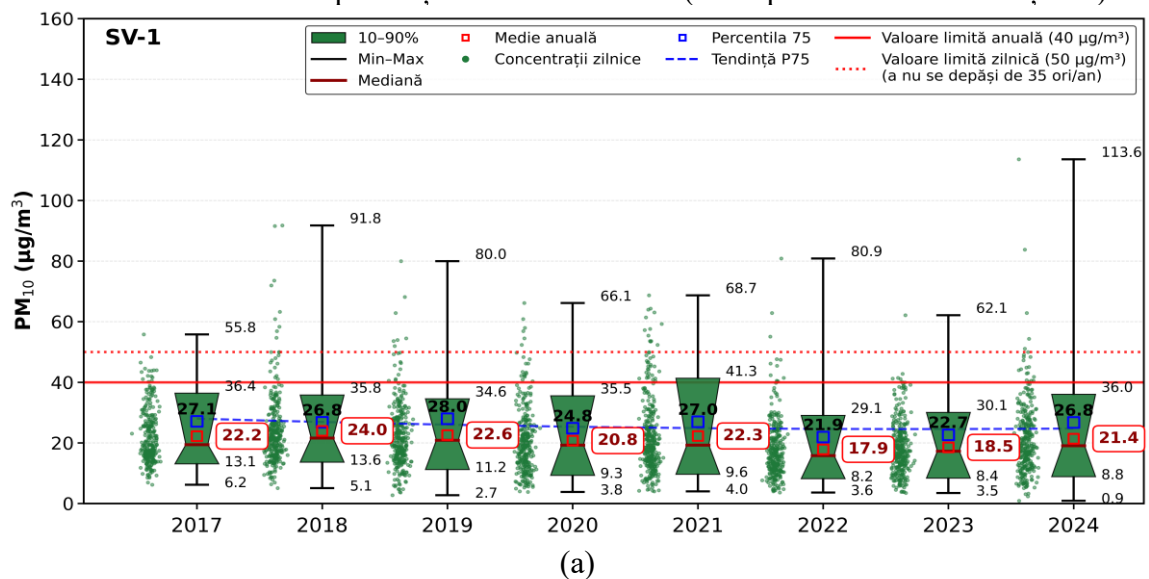
4.1.1. Variabilitatea anuală și tendințele multianuale ale concentrațiilor zilnice de PM_{10} și $PM_{2,5}$ (2017-2024) evaluate prin analiză grafică și metode statistice neparametrice.

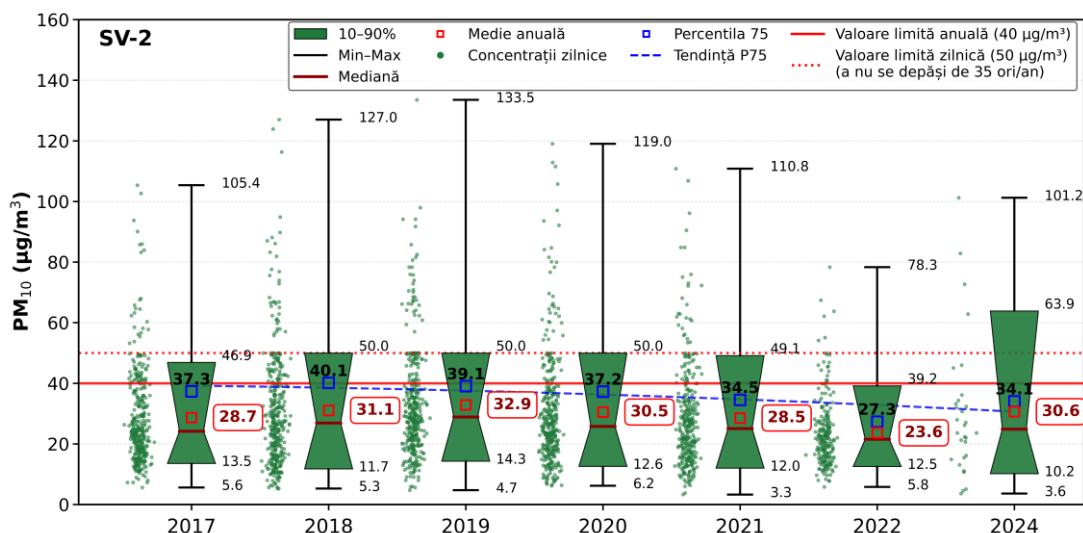
În perioada 2017-2024, concentrațiile medii anuale de PM_{10} la stațiile analizate s-au situat sub valoarea limită anuală de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prevăzută de legea 104/2011, valorile variind între $17,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (în anul 2022, la stația SV-1) și $37,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (în anul 2018, la stația IS-2) (Fig. 4. 1).

Tendința generală observată a fost de scădere la toate stațiile analizate, cele mai importante scăderi fiind identificate la IS-2 și BT-1. La IS-2, media anuală a scăzut cu aproximativ 19,4%, de la $34,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ în 2017 la $27,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ în 2024, în timp ce la BT-1 s-a observat o reducere accentuată între 2018 și 2023, urmată de o creștere în 2024. În pofida diminuării nivelurilor medii, la IS-2 au fost înregistrate episoade de poluare cu concentrații zilnice foarte ridicate, valoarea maximă atingând $149,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ în decembrie 2019.

Testul Mann-Kendall a evidențiat tendințe descrescătoare semnificative statistic la stațiile BT-1 și IS-2, cu pante Sen de aproximativ $-1,8$, respectiv $-1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$, în timp ce la SV-1 și SV-2 scăderile nu au fost semnificative statistic (Drăgoi et al., 2026a).

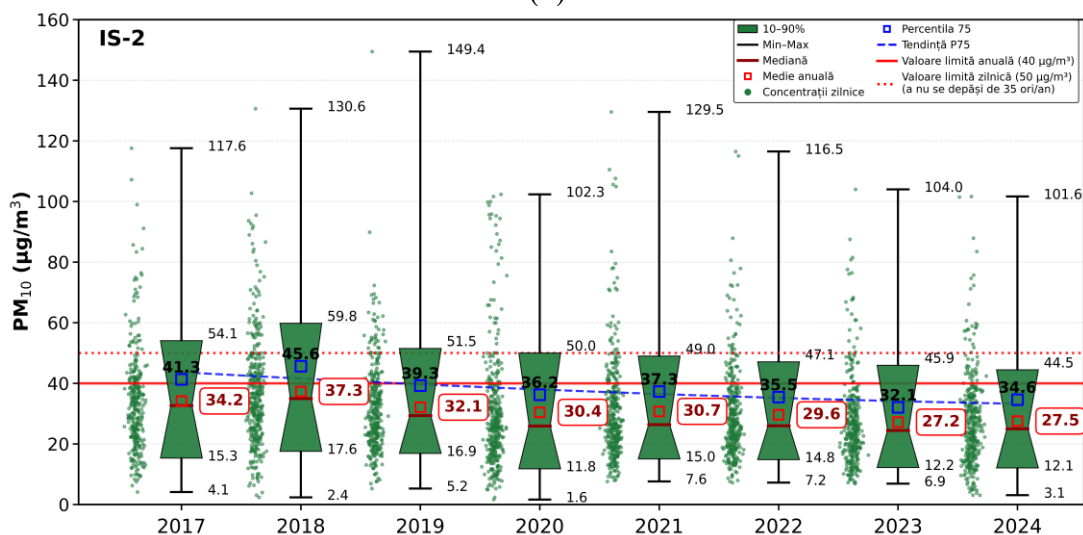
Valoarea limită zilnică de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, care nu trebuie depășită de mai mult de 35 de ori pe an calendaristic (Legea 104/2011), a fost atinsă la stația SV-2 în anii 2018-2019 și depășită la IS-2 în intervalul 2017-2019, cu o nouă atingere a pragului în 2020, în timp ce la stațiile BT-1 și SV-1 nu s-a înregistrat niciodată depășirea numărului maxim admis de zile cu concentrații peste limită. Această distribuție neuniformă a depășirilor reflectă influența combinată a surselor locale de emisii, în special traficul rutier și încălzirea rezidențială, precum și a condițiilor meteorologice care favorizează acumularea poluanților în sezonul rece (subcapitolele din teză 4.2 și 4.4).



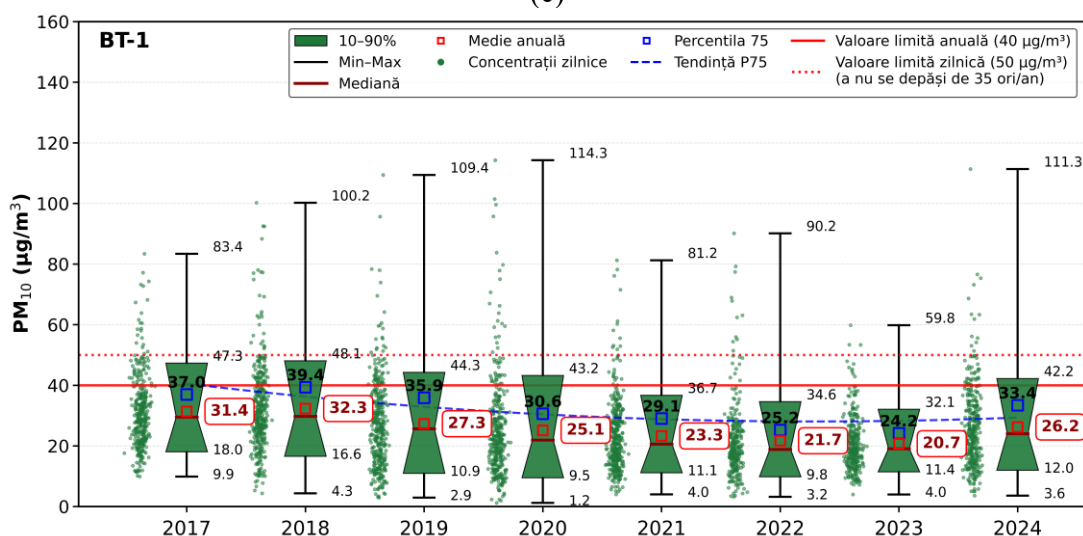


SV-2: În 2022 și 2024, mediile anuale sunt invalide deoarece datele colectate nu au fost suficiente pentru îndeplinirea obiectivelor de calitate și a criteriilor de agregare a datelor, conform prevederilor Legii nr. 104/2011. Stația a fost oprită temporar în perioada 11.08.2022-03.10.2024.

(b)



(c)



(d)

Fig. 4. 1. Evoluția parametrilor statistici ai concentrațiilor PM_{10} în stațiile SV-1 (a), SV-2 (b) IS-2 (c) și BT-1(d) pentru perioada 2017-2024

Concentrațiile medii anuale de $PM_{2,5}$ analizate la stațiile de fond urban SV-1, IS-2 și BT-1 s-au situat în perioada 2017-2024 sub valoarea limită anuală de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, cu excepția anilor 2017 și 2018 la IS-2. La SV-2 nu se monitorizează acest poluant. Acestea au variat între $11,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (stația SV-1 în anul 2023) și $28,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (stația IS-2 în anul 2017).

Valorile medianei și percentilei 75, au scăzut ușor până în anul 2023, urmând o ușoară creștere în 2024. Cu toate acestea, valorile rămân inferioare celor înregistrate în 2017, ceea ce sugerează o îmbunătățire generală a calității aerului.

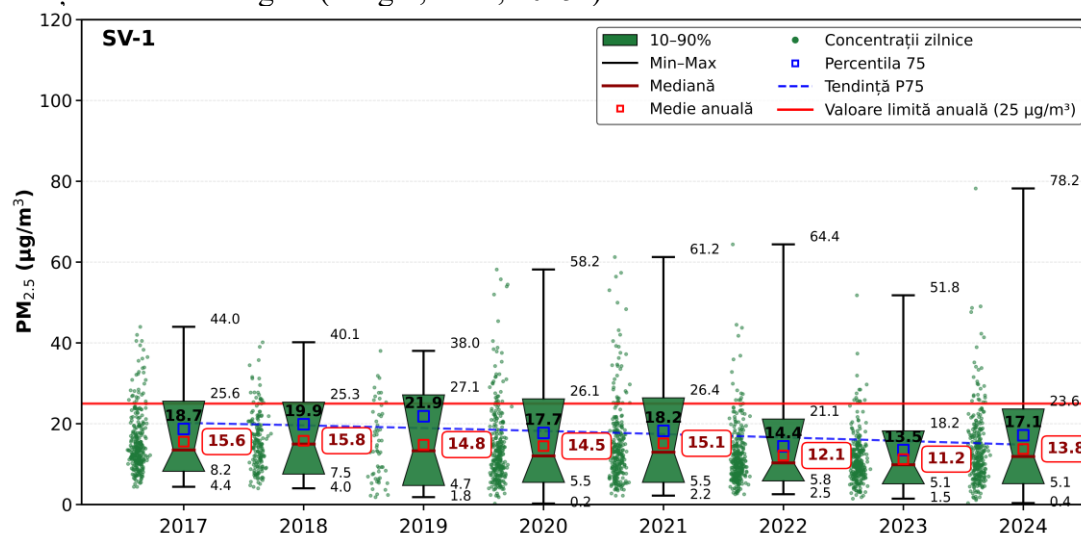
Valorile maxime zilnice au atins un nivel de $111,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la stația IS-2 în anul 2018.

Pe parcursul perioadei analizate, au fost frecvent înregistrate concentrații zilnice cuprinse între 40 și $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, iar în anumite situații acestea au depășit $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, indicând persistența unor episoade de poluare intensă (Fig. 4. 2).

Pentru $PM_{2,5}$, în perioada 2017-2024, testul Mann-Kendall a indicat o tendință descrescătoare semnificativă statistic doar la stația IS-2, iar panta Sen a indicat o reducere de aproximativ $2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pe an pe durata perioadei de studiu. Deși această tendință de scădere poate părea minoră, studii recente indică că scăderi chiar și de ordinul $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ în $PM_{2,5}$ se traduc în reduceri măsurabile ale mortalității și morbidității populației (Oudin et al., 2024).

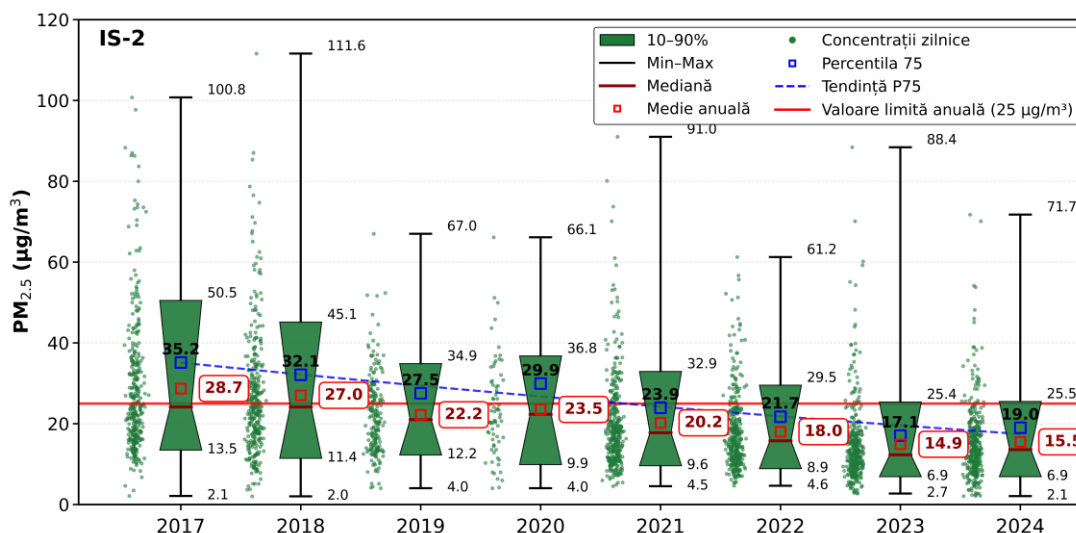
Pentru **SV-1**, analiza pe termen scurt (2017-2024) nu a indicat o tendință semnificativă, însă extinderea perioadei de analiză la 2009-2024 a evidențiat o scădere semnificativă statistic. Acest rezultat sugerează o îmbunătățire graduală a calității aerului, dificil de identificat pe intervale mai scurte din cauza variabilității interanuale. La **BT-1**, absența unei tendințe semnificative s-a menținut în analiza pe termen lung (2009-2024), indicând o evoluție relativ stabilă a concentrațiilor de $PM_{2,5}$.

În cazul **IS-2**, tendința descrescătoare identificată pentru perioada 2017-2024 nu s-a menținut la analiza intervalului 2009-2024, ceea ce indică faptul că reducerea concentrațiilor este mai degrabă un fenomen recent decât o tendință liniară pe termen lung, probabil determinat de implementarea măsurilor prevăzute în planurile de calitate a aerului, dar și a modificărilor condițiilor meteorologice (Drăgoi, et.al , 2025a).



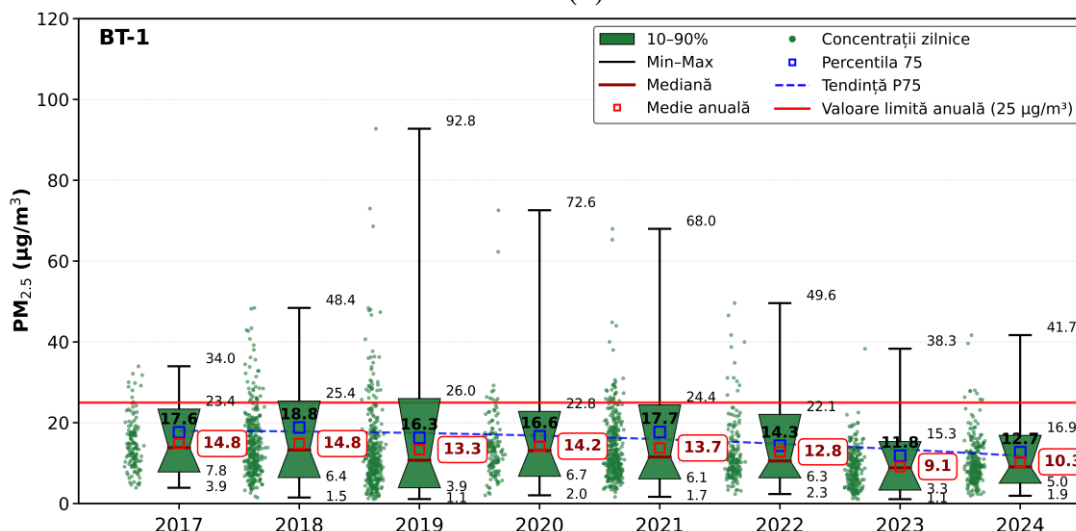
SV-1: În 2018 și 2019, mediile anuale sunt invalide întrucât datele colectate nu au fost suficiente pentru îndeplinirea obiectivelor de calitate și a criteriilor de agregare a datelor, conform prevederilor legii nr. 104/2011

(a)



IS-2: În anii 2019 și 2020 mediile anuale sunt invalide deoarece datele colectate nu au fost suficiente pentru îndeplinirea obiectivelor de calitate și a criteriilor de agregare a datelor, conform Legii 104/2011

(b)



BT-1: Pentru anii 2017, 2020, 2022-2024, mediile anuale sunt invalide deoarece datele colectate nu au fost suficiente pentru îndeplinirea obiectivelor de calitate și a criteriilor de agregare a datelor, conform prevederilor Legii nr. 104/2011

(c)

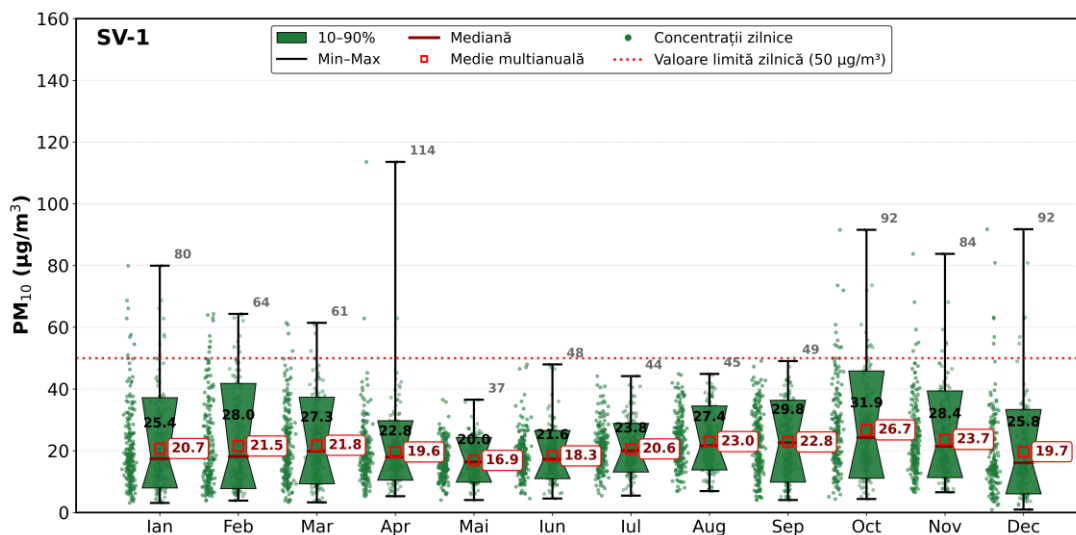
Fig. 4. 2. Evoluția parametrilor statistici anuali ai concentrațiilor PM_{2,5} în stațiile de fond urban SV-1 (a), IS-2 (b) și BT-1 (c) pentru perioada 2017-2024

Aceste tendințe pot fi atribuite în principal implementării legislației de control al emisiilor în sectoarele energie, industrie și transport (de ex. Directiva Emisii industriale etc.), care au condus la scăderi considerabile ale emisiilor de PM₁₀, PM_{2,5} și ale precursorilor lor (SO₂, NO_x, NMVOC). Mai multe analize europene arată că aceste politici, combinate cu modernizarea instalațiilor de ardere și tranziția de la solizi la tehnologii mai puțin poluante, au generat reduceri anuale semnificative ale concentrațiilor de PM₁₀ și PM_{2,5}, de ordinul a aproximativ 1,5-2,5% pe an în ultimele două decenii (European Environment Agency, 2023, 2025).

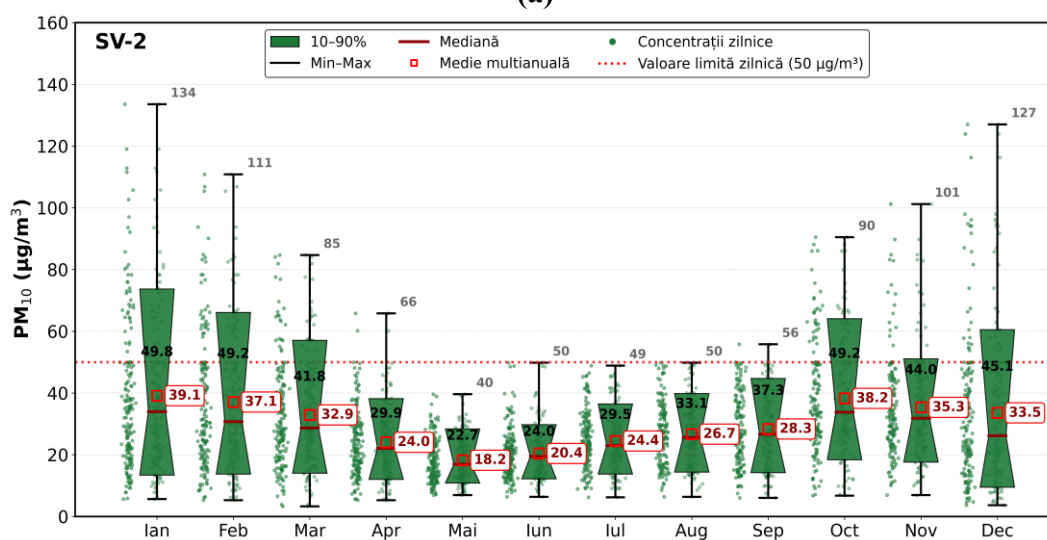
4.1.2. Variabilitatea și tendințele multianuale lunare ale concentrațiilor de PM₁₀ și PM_{2,5} (2017-2024) evaluate prin analiză grafică și metode statistice neparametrice.

Analiza concentrațiilor zilnice de PM₁₀, agregate lunar, arată un tipar sezonier foarte pronunțat al PM₁₀, cu valori medii și mediane ridicate în lunile reci din octombrie - martie și

minime în perioadele calde, precum și diferențe între stații: IS-2 și SV-2 prezintă valori medii și mediane mai ridicate pe tot parcursul anului, în timp ce la SV-1 concentrațiile lunare sunt printre cele mai reduse. În lunile de iarnă, atât variabilitatea zilnică, cât și valorile maxime depășesc frecvent valoarea limită de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, în special la IS-2 și SV-2, unde se înregistrează și cele mai mari vârfuri ($130\text{-}150 \mu\text{g}/\text{m}^3$), pe când stația SV-1 se caracterizează prin valori sistematic mai scăzute. Diferențele dintre sezonul rece și cel cald sugerează o influență majoră a încălzirii rezidențiale pe combustibili solizi și a situațiilor atmosferice stabile (inversiuni termice, vânt slab) în determinarea episoadelor de poluare cu PM_{10} (Fig. 4. 3).



(a)



(b)

SV-2: Stație oprită temporar în perioada 11.08.2022-03.10.2024. Datele din anii 2022-2024, nu au fost incluse în studiu deoarece datele colectate au lipsit sau au fost insuficiente pentru a respecta obiectivele de calitate și criteriile de agregare a datelor, conform Legii 104/2011

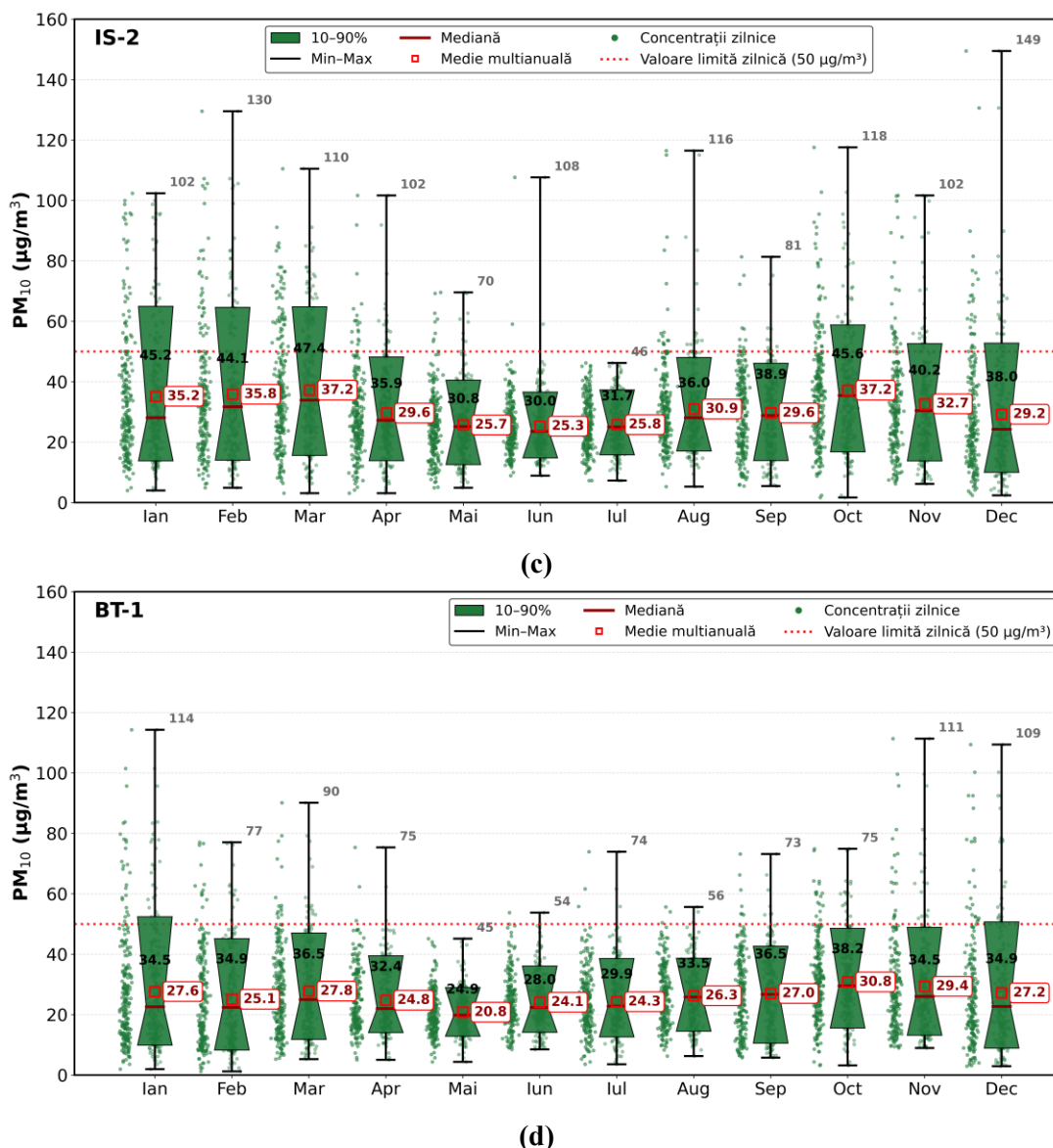


Fig. 4. 3. Variațiile multianuale lunare ale concentrațiilor zilnice PM_{10} la stațiile SV-1 (a), SV-2 (b) IS-2 (c) și BT-1(d) pentru perioada 2017-2024

Pentru perioada 2017-2024, la stația BT-1, tendințe descrescătoare semnificative statistic pentru PM_{10} au fost observate doar în aprilie și august cu pante Sen de $-2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pe an și respectiv $-3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pe an, indicând reduceri importante ale concentrațiilor de PM_{10} în aceste luni de-a lungul perioadei studiate.

La stația IS-2, doar luna iunie a prezentat o tendință descrescătoare semnificativă între 2017 și 2024 (panta Sen = $-1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pe an), în timp ce restul lunilor au înregistrat pante negative moderate, fără semnificație statistică.

La stațiile SV-1 și SV-2, niciuna dintre luni nu a prezentat tendințe semnificative, sugerând că variabilitatea lunară a PM_{10} în perioada 2017-2024 este determinată în principal de fluctuații interanuale, mai degrabă decât de modificări sistematice.

Analiza **concentrațiilor lunare de $PM_{2,5}$** evidențiază la stația IS-2 o tendință descrescătoare semnificativă în perioada 2017-2024, în lunile februarie, martie, aprilie și iunie, cu pante Sen cuprinse între $-2,25$ și $-5,09 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$. În celelalte luni nu au fost identificate tendințe semnificative statistic. Pentru perioada extinsă 2009-2024, concentrațiile lunare au fost

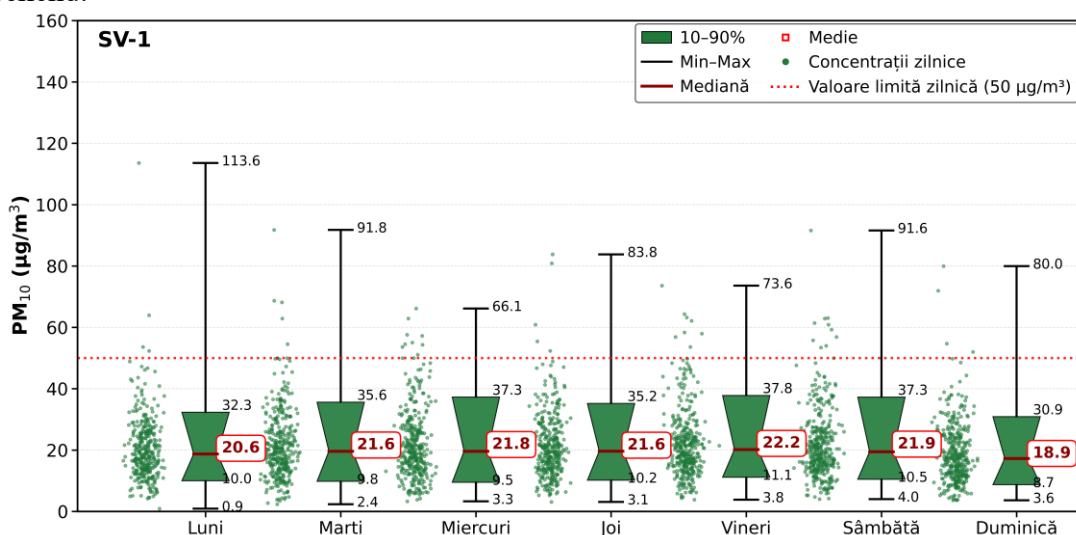
în general stabile, fiind observată o scădere semnificativă doar în luna aprilie, posibil asociată unor efecte sezoniere sau modificării surselor de emisii.

La SV-1, tendințe semnificative statistic de scădere ale $PM_{2,5}$ au fost observate în perioada 2017-2024, doar în martie și aprilie, cu estimări ale pantei Sen de aproximativ $-2,5$, respectiv $-1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$, sugerând scăderea concentrațiilor de $PM_{2,5}$ primăvara în perioada 2017-2024. Extinzând analiza la perioada 2009-2024, numărul lunilor cu scăderi semnificative a crescut. Lunile ianuarie, martie, aprilie și decembrie au prezentat tendințe descendente semnificative ($p < 0,05$), cu pantele Sen cuprinse între $-1,4$ și $-2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$, indicând reduceri în sezonul rece și primăvară. Lunile de vară și toamnă nu au prezentat tendințe semnificative statistic.

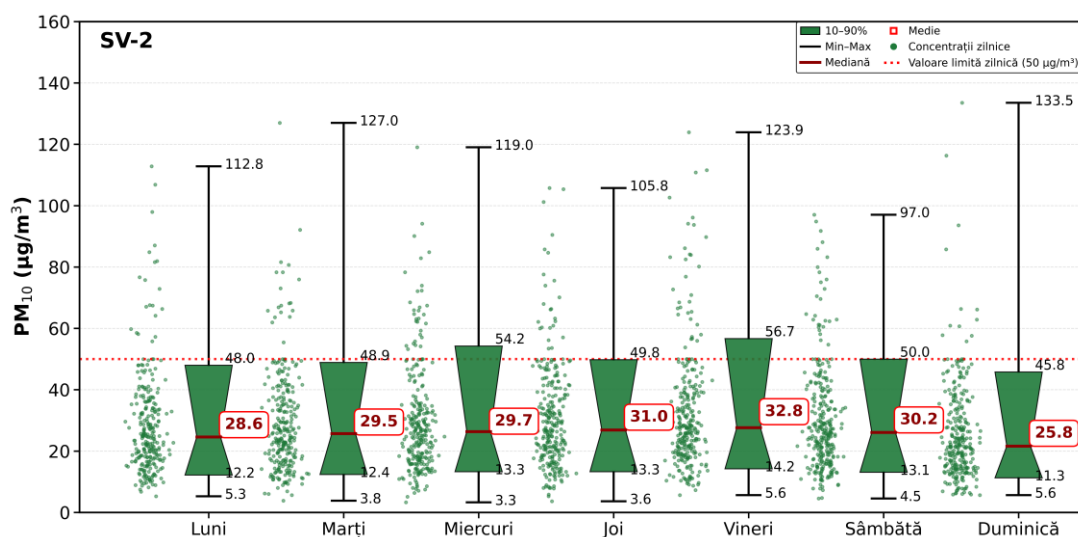
Concentrațiile de $PM_{2,5}$ din perioada 2009-2024 de la BT-1 nu au prezentat tendințe semnificative pentru majoritatea lunilor. Singura excepție a fost luna iunie, unde s-a observat o creștere ușoară, semnificativă statistic (panta Sen = $0,52 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$), în timp ce în celelalte luni au fost observate pante mici (între -1 și $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$), indicând o variabilitate dominată de fluctuații interanuale, mai degrabă decât de modificări sistematice pe termen lung.

4.1.3. Variabilitatea săptămânală a concentrațiilor zilnice de PM_{10} și $PM_{2,5}$ (2017-2024)

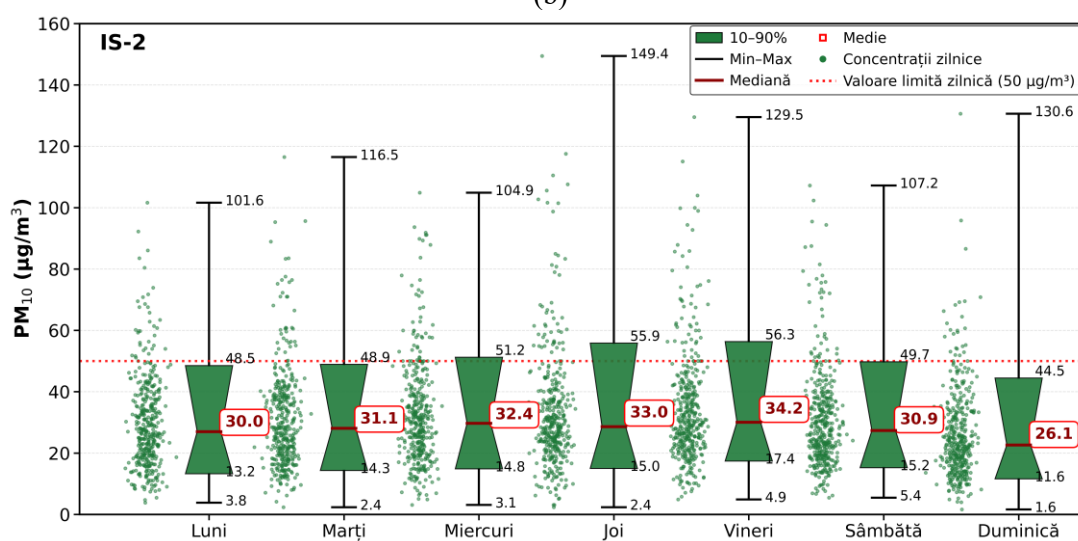
În perioada 2017-2024, cele mai ridicate concentrații de PM_{10} se măsoară în ziua de vineri, la toate cele trei stații analizate ($27,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la stația BT-1, $34,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la stația IS-2, $32,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la stația SV-2 și $22,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la stația SV-1). Concentrațiile cele mai scăzute se înregistrează duminică ($26,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la IS-2). Valorile maxime zilnice ating frecvent concentrații de peste $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, în special în zilele de joi și vineri, ceea ce indică faptul că episoadele de poluare intensă tind să se concentreze în a doua parte a săptămânii (Fig. 4. 4), cel mai probabil din cauza intensificării traficului și a activităților economice din aceste zile, urmat de o reducere a emisiilor în weekend.



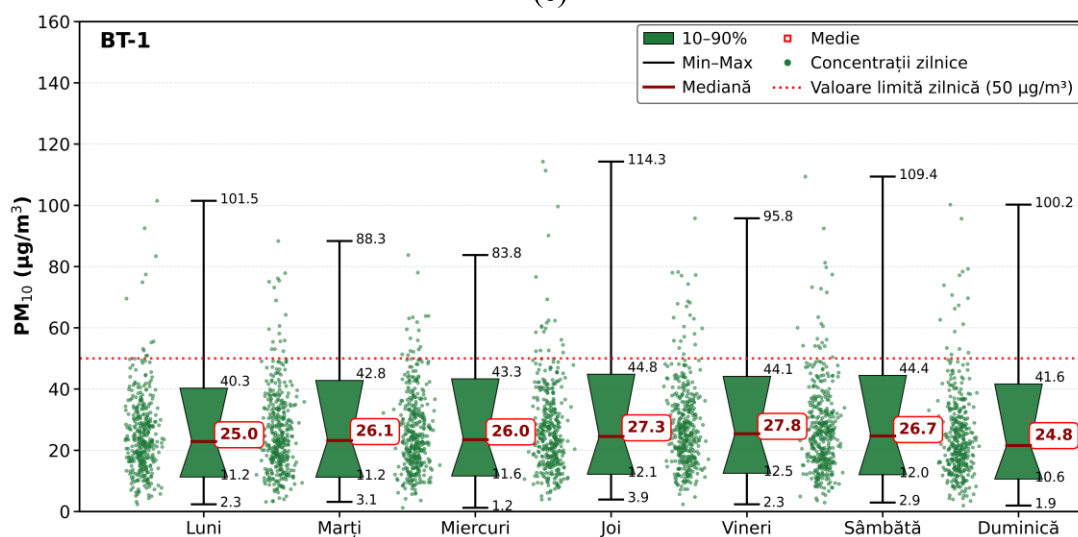
(a)



(b)



(c)



(d)

Fig. 4. 4. Distribuția multianuală a concentrațiilor zilnice de PM_{10} pe zilele săptămânii la stațiile SV-1(a), SV-2(b), IS-2(c) și BT-1(d), în perioada 2017-2024

Concentrațiile $PM_{2,5}$ prezintă un model de variație săptămânală similar cu cel observat pentru PM_{10} , cu valori mai ridicate în zilele lucrătoare, în special în a doua parte a săptămânii, și valori mai scăzute în weekend.

4.1.4. Variații diurne și sezoniere ale concentrațiilor orare de PM_{10}

Analiza concentrațiilor orare de PM_{10} din perioada 2017-2024 evidențiază un ciclu diurn bimodal, cu maxime dimineața, în jurul orelor 8:00-9:00, și seara, între 20:00-23:00. Vârfurile sunt mai pronunțate la stațiile IS-2 și SV-2, indicând o influență mai puternică a surselor locale, precum traficul rutier, încălzirea rezidențială și, în cazul SV-2, emisiile industriale.

Concentrațiile cele mai ridicate au fost observate în sezonul rece, în special seara, în condiții atmosferice stabile și de reducere a înălțimii stratului limită, care favorizează acumularea particulelor. Stațiile de fond urban SV-1 și BT-1 au prezentat concentrații mai scăzute și variații sezoniere mai reduse. La toate stațiile, valorile minime au fost înregistrate vara, în intervalul 11:00-16:00, când dezvoltarea stratului limită planetar favorizează dispersia eficientă a poluanților (Fig. 4. 5).

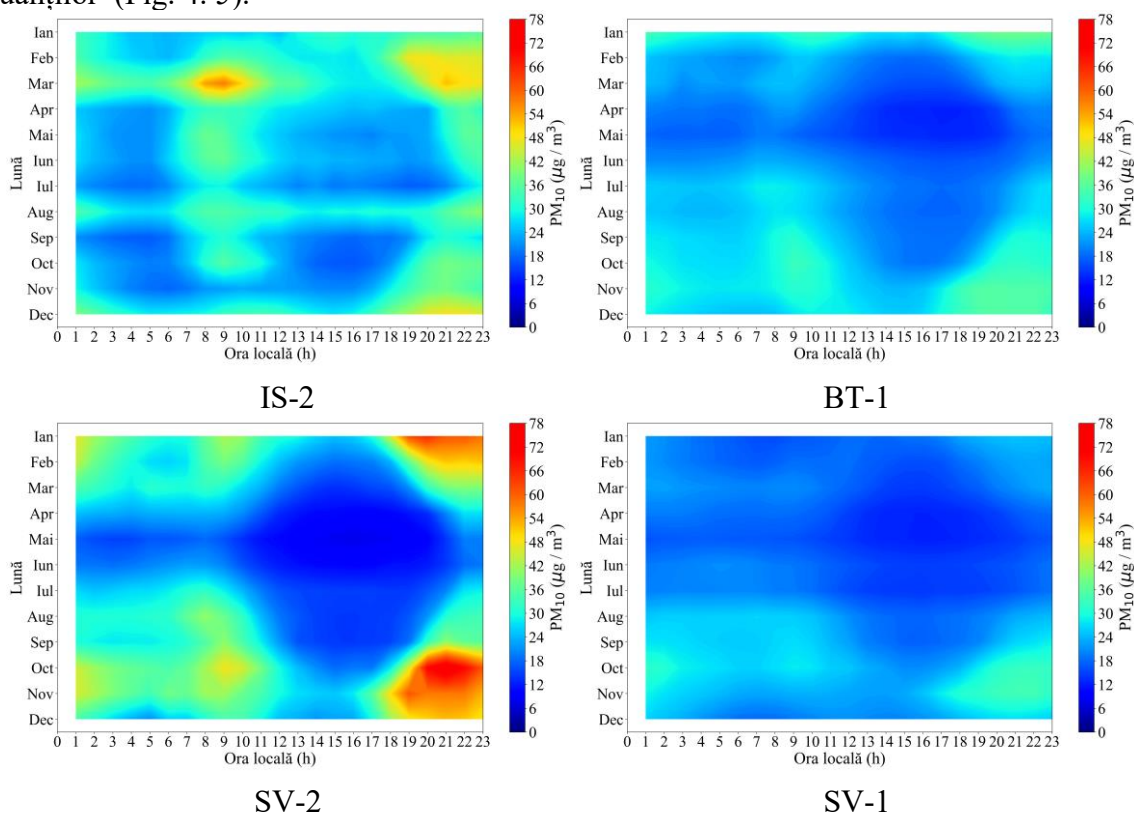


Fig. 4. 5. Concentrațiile orare medii lunare de PM_{10} în zona de studiu, 2017-2024

Notă: Pentru stația IS-2, datele orare au fost disponibile începând cu luna februarie 2022 .

Analiza concentrațiilor orare de PM_{10} din perioada 2017-2024 a evidențiat un tipar diurn pronunțat și diferențe între zilele lucrătoare și weekend. În intervalul 1:00-6:00, concentrațiile au fost ușor mai ridicate în weekend, în timp ce după ora 6:00 acestea s-au menținut, în general, sub valorile din zilele lucrătoare. Minimele diurne s-au înregistrat la toate stațiile între 11:00 și 16:00, iar un vârf pronunțat a fost observat seara, între 21:00 și 23:00, în special la SV-2, unde în zilele lucrătoare concentrațiile medii au depășit $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fig. 4. 6).

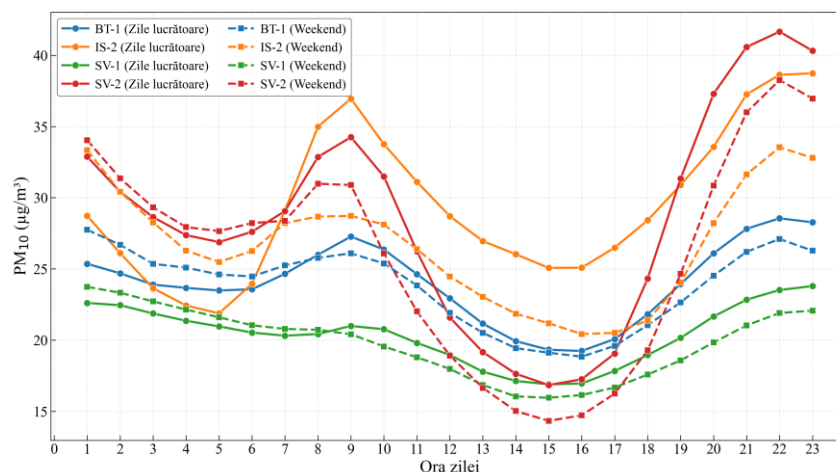


Fig. 4. 6. Variabilitatea diurnă a concentrațiilor orare de PM_{10} în zilele lucrătoare și în weekend, 2017-2024

4.1.5. Influența temperaturii aerului asupra concentrațiilor PM_{10} .

Faptul că, în cele trei orașe analizate, relația dintre temperatură și PM_{10} urmează tipare sezoniere (corelații negative iarna și pozitive vara) indică faptul că temperatura funcționează mai degrabă ca un indicator indirect pentru un set de procese fizice și de comportament uman, decât ca un determinant direct al încărcării cu particule (Pražnikar, 2024).

În perioadele reci, temperaturile scăzute coincid cu intensificarea arderilor pentru încălzire și cu episoade de inversiune termică, ceea ce explică asocierile pozitive dintre temperatură scăzută și PM_{10} ridicat în multe orașe europene cu climat continental și topografie defavorabilă dispersiei (González Ortiz et al., 2020). În schimb, la temperaturi ridicate, o parte din componentele secundare ale PM_{10} (de exemplu nitrații de amoniu) tind să fie mai volatile, în timp ce resuspensia prafului și sursele naturale (praf mineral, fum de vegetație) pot compensa sau inversa această tendință, rezultând tipare spațiale și sezoniere mai heterogene (Cholakian et al., 2019).

Relația dintre temperatura aerului și concentrațiile de PM_{10} pentru perioada 2017-2020 are o formă neliniară, inversă: valorile ridicate de PM_{10} apar în intervalele cu temperaturi scăzute, specifice sezonului rece, în timp ce creșterea treptată a temperaturii spre sezonul cald este corelată cu diminuarea concentrațiilor de particule în suspensie (Dragoi et al., 2023) (Fig. 4. 7). Această „curbă descrescătoare” sugerează că episoadele reci, asociate de obicei cu inversiuni locale termice și intensificarea încălzirii rezidențiale, favorizează acumularea particulelor în stratul inferior al atmosferei, în timp ce perioadele mai calde sunt caracterizate de un amestec vertical mai eficient și de reducerea surselor de încălzire, conducând la valori mai scăzute ale PM_{10} (Largerion and Staquet, 2016; Sfică et al., 2018).

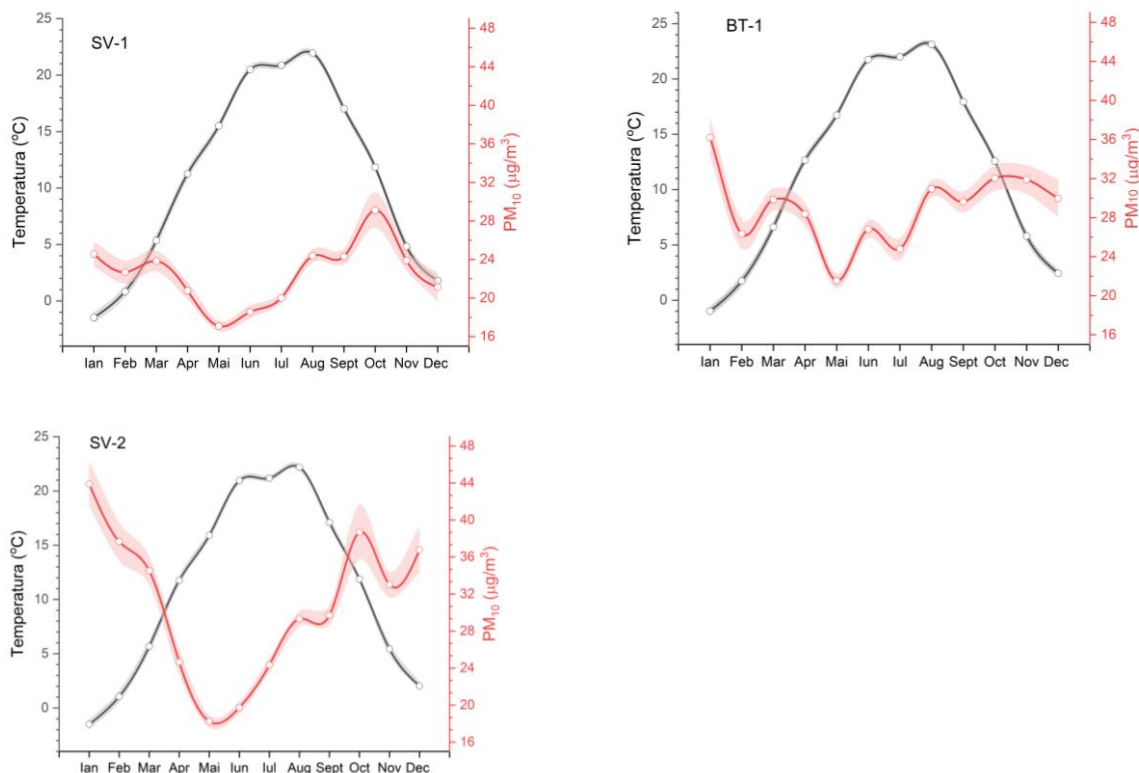


Fig. 4. 7. Variabilitatea concentrațiilor de PM_{10} în raport cu temperatura la SV-1, BT-1 și SV-2, pentru perioada 2017-2020

Analiza datelor din perioada 2017-2020, a arătat că maximele concentrațiilor zilnice de PM_{10} au fost măsurate în zilele caracterizate de inversiuni termice, în sezonul rece, confirmând rolul major al acestui fenomen meteorologic în acumularea poluanților atmosferici (Girotti et al., 2025).

4.1.6. Relațiile de dependență dintre PM_{10} , $PM_{2,5}$ și poluanții gazoși (NO_2 , SO_2 , CO, benzen)

Această secțiune analizează relațiile de dependență dintre concentrațiile de PM_{10} , $PM_{2,5}$ și poluanții gazoși NO_2 , SO_2 , CO și benzen, pe baza datelor zilnice din perioada 2017-2024, agregate la scale sezoniere, provenite de la stațiile BT-1, SV-1, SV-2 și IS-2.

4.1.6.1. Corelații statistice între poluanți.

În sezonul rece (noiembrie-martie), PM_{10} prezintă corelații moderate cu NO_2 ($R = 0,55-0,66$) și CO ($R = 0,58-0,69$), cele mai ridicate valori înregistrându-se la stația SV-2 ($R = 0,66$ pentru NO_2 și $R = 0,69$ pentru CO). Benzenul prezintă, de asemenea, corelații moderate spre puternice cu PM_{10} ($R = 0,41-0,66$), în timp ce corelațiile cu SO_2 rămân scăzute în ambele sezoane ($R \leq 0,33$). $PM_{2,5}$ arată corelații bune cu NO_2 ($R = 0,54-0,63$) și benzen ($R = 0,54-0,65$), cele mai bune valori fiind observate la SV-1 ($R = 0,63$ pentru NO_2). Aceste rezultate indică faptul că vârfurile de concentrații de particule coincid frecvent cu creșterile poluanților de ardere, fiind în acord cu studii urbane europene care asociază PM cu încălzirea rezidențială și traficul, în special în condiții de inversiune termică.

În sezonul cald (aprilie-octombrie), corelațiile dintre PM_{10} și NO_2 , respectiv PM_{10} și CO , sunt în general slabe ($R = 0,10-0,39$), rareori atingând valori moderate. Acest comportament sugerează că poluanții gazoși nu urmează îndeaproape dinamica concentrațiilor de PM_{10} , ceea ce poate fi explicat prin absența încălzirii locuințelor și prin condițiile meteorologice favorabile dispersiei poluanților.

Corelațiile foarte puternice între PM_{10} și $PM_{2,5}$ ($R = 0,71-0,93$) indică faptul că aceste particule provin, în mare măsură, din surse comune și sunt influențate de procese comune de emisie, comportament atribuit condițiilor meteorologice stabile care favorizează acumularea poluanților în stratul inferior al atmosferei (Zhou et al., 2016). Corelația foarte slabă dintre PM și SO_2 în ambele sezoane sugerează utilizarea unor combustibili cu conținut redus de sulf (biomasă, gaz natural), concentrațiile de SO_2 fiind nesemnificative în zona studiată. Aceste rezultate sunt în concordanță cu alte studii regionale din România și Europa, care raportează corelații similare între PM și poluanții de ardere în contexte urbane și rezidențiale (Bodor, 2020; Kendrick et al., 2015).

4.1.6.2. Variabilitatea diurnă a PM_{10} și NO_2

Analiza corelației dintre PM_{10} și NO_2 evidențiază un comportament sezonier și diurn similar, în special în sezonul rece, când creșterile simultane ale celor doi poluanți sunt mai evidente dimineața și seara. La IS-2, se înregistrează cele mai ridicate concentrații de NO_2 , cu maxime dimineața, în intervalul orar 8-9, și seara, în jurul orelor 20-22, asociate în principal traficului intens. Creșterile de PM_{10} coincid parțial cu aceste maxime, însă valorile ridicate din timpul nopții și al iernii indică și contribuția încălzirii rezidențiale și a altor surse de particule.

La BT-1, concentrațiile de NO_2 și PM_{10} sunt în general mai reduse și mai uniforme, cu ușoare creșteri în sezonul rece, în special seara, sugerând influența combinată a traficului și a încălzirii rezidențiale. SV-2 prezintă cele mai ridicate niveluri de PM_{10} , cu valori care ating sau depășesc $60-70 \mu g/m^3$ în serile și nopțile de iarnă, în special în jurul orelor 20-23 h. În cazul CO , la această stație valorile depășesc frecvent $0,70-0,80 mg/m^3$, ceea ce susține contribuția surselor de combustie în sezonul rece. La SV-1, concentrațiile sunt cele mai reduse, iar variațiile diurne sunt limitate, caracteristice unei stații de fond urban (Fig. 4. 5 și Fig. 4. 8).

În concluzie, NO_2 este mai strâns asociat cu variația traficului, în timp ce PM_{10} prezintă o influență suplimentară a încălzirii rezidențiale, condițiilor de stagnare atmosferică și transportului regional. Profilul diurn al NO_2 evidențiază două maxime principale, dimineața (orele 8-9) și seara (orele 20-22 h), mai pronunțate la IS-2, în timp ce în weekend concentrațiile sunt mai scăzute, în special între orele 6-10, ca urmare a reducerii traficului. Interpretarea corelațiilor trebuie însă realizată cu prudență, deoarece asocierea dintre PM_{10} și NO_2 indică influențe comune sau condiții favorizante, dar nu demonstrează în mod direct o relație cauzală sau existența unei singure surse.

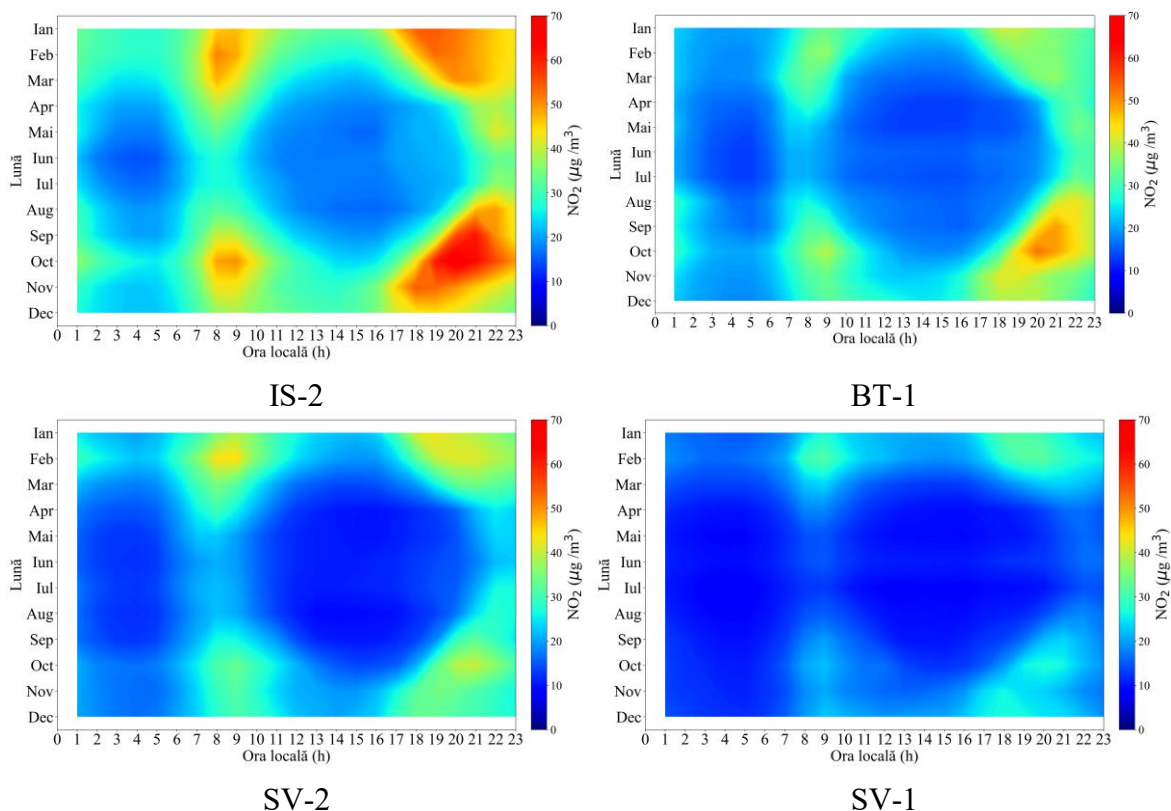


Fig. 4. 8. Concentrațiile medii orare de NO_2 în zona de studiu, 2017-2024

În toate stațiile, concentrațiile de NO_2 sunt sistematic mai scăzute în weekend, comparativ cu cele din zilele lucrătoare, în special între orele 6-10, când vârful de trafic de dimineață se diminuează semnificativ.

4.1.6.3. Variabilitatea diurnă a PM_{10} și CO

Analiza evidențiază o variație sezonieră și diurnă mai pronunțată în sezonul rece, atât pentru CO, cât și pentru PM_{10} . La SV-1, concentrațiile de CO sunt cele mai reduse, în general sub $0,20 \text{ mg/m}^3$, cu maxime de $0,30\text{-}0,40 \text{ mg/m}^3$ în perioada noiembrie-februarie, în special seara și noaptea, în timp ce PM_{10} prezintă valori moderate și o variație diurnă redusă. La SV-2 se înregistrează cele mai ridicate concentrații, CO depășind frecvent $0,70\text{-}0,80 \text{ mg/m}^3$ în intervalul 18-23 h în sezonul rece, iar PM_{10} atingând sau depășind $60\text{-}70 \text{ µg/m}^3$, cu maxime în jurul orelor 20-23. La BT-1, concentrațiile de CO sunt intermediare, cu valori maxime de $0,60\text{-}0,90 \text{ mg/m}^3$ în sezonul rece, în special seara și noaptea, în timp ce PM_{10} prezintă o variație orară mai uniformă. La toate stațiile, profilul diurn al CO evidențiază două maxime principale, dimineața, în jurul orelor 8-9, și seara, aproximativ 20-22, acesta din urmă fiind mai pronunțat. PM_{10} urmează în general același model, cu valori mai ridicate seara și noaptea și minime în jurul prânzului.

În concluzie, SV-2 prezintă cele mai ridicate concentrații, BT-1 valori intermediare, iar SV-1 cele mai scăzute concentrații, diferențele fiind asociate influenței surselor de trafic și încălzire, precum și condițiilor de dispersie atmosferică și altitudinii.

Diferențele dintre zile lucrătoare și weekend sunt vizibile pentru ambii poluanți, dar par mai accentuate la PM_{10} , ceea ce arată o contribuție importantă a încălzirii rezidențiale și a altor surse nelegate strict de traficul rutier, precum și faptul că particulele au, în general, un timp de

rezidență în atmosferă de ordinul orelor-zile, mai mare decât variabilitatea locală de CO, ceea ce le favorizează acumularea în condiții de stabilitate atmosferică (Gualtieri et al., 2015).

4.1.6.4. Regresii zilnice între PM_{10} și poluanții gazoși (NO_2 , CO , SO_2 , benzen) și parametrii meteorologici

Modelele de regresie care au inclus atât poluanți gazoși, cât și variabile meteorologice, au explicat între 41% și 65% ($R^2 = 0,41-0,65$) din variabilitatea zilnică a concentrațiilor de PM_{10} , în funcție de stație și sezon. La SV-1, modelele au explicat 44% iarna și 41% vara, la BT-1 48% iarna și 54% vara, iar la SV-2 44% iarna și 63% vara. Cele mai ridicate valori au fost înregistrate la IS-2, unde capacitatea explicativă a modelelor a atins 57% iarna și aproximativ 65% vara. Dintre poluanții analizați, NO_2 și CO au prezentat asocieri semnificative cu PM_{10} la mai multe stații, în timp ce benzenul a evidențiat cele mai puternice asocieri, în special la BT-1 și IS-2. Factorii meteorologici, în special temperatura, presiunea atmosferică și umiditatea relativă, au contribuit, de asemenea, la variația concentrațiilor de PM_{10} , efectele acestora diferind în funcție de stație și sezon. Rezultatele evidențiază rolul combinat al surselor de emisie și al condițiilor atmosferice în variația concentrațiilor de PM_{10} . Interpretarea coeficienților reflectă însă asocieri statistice și nu constituie o dovadă directă de cauzalitate sau de atribuire certă a surselor de poluare.

4.2 Analiza spațio-temporală a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$

În acest studiu au fost analizate caracteristicile poluării cu particule în suspensie $PM_{2,5}$ și PM_{10} în municipiile Suceava, Iași și Botoșani, în perioada 2019-2023, acordând o atenție deosebită raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$. Studiul a urmărit atât variația temporală și sezonieră a concentrațiilor de particule, cât și relația dintre raportul $PM_{2,5}/PM_{10}$, temperatură și posibilele surse de emisie (Drăgoi et al., 2025a).

4.2.1. Variabilitatea anuală a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$

Analiza variației anuale a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$, în perioada 2019-2023, pentru cele trei stații urbane de fond (SV-1, IS-2 și BT-1) a indicat atât variații interanuale, cât și diferențe spațiale. Pe parcursul perioadei analizate, valorile raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ au variat între 0,60 și 0,71 la stația SV-1, între 0,54 și 0,72 la stația IS-2 și între 0,48 și 0,61 la stația BT-1.

Aceste valori indică faptul că profilul poluării atmosferice cu particule în suspensie din nord-estul României prezintă caracteristici comparabile cu cele raportate la nivel regional și internațional. Valorile medii anuale ale raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ înregistrate la stațiile SV-1 (0,66) și IS-2 (0,62) sunt apropiate de valoarea de referință de 0,65 propusă pentru regiunile dezvoltate (Ostro, 2004). Rezultatele sugerează o contribuție importantă a particulelor fine asociate proceselor de combustie în mediul urban, în special în Suceava și Iași. Valorile mai reduse înregistrate la BT-1 sugerează o contribuție relativ mai importantă a fracției grosiere și a unor surse locale asociate, inclusiv procese de resuspensie. Totodată, variabilitatea anuală a raportului a fost mai redusă la SV-1 și IS-2 și mai pronunțată la BT-1, evidențiind o variabilitate mai mare a condițiilor locale de emisie.

4.2.2. Variabilitatea lunară a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$

Analiza distribuției lunare a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ evidențiază valori mai ridicate în lunile reci și minime în sezonul cald, sugerând trecerea de la un regim dominat de surse de combustie (încălzire rezidențială, trafic) la unul caracterizat de o contribuție mai mare a particulelor groșiere și a proceselor de resuspensie (Fig. 4. 9). Amplitudinea sezonieră este cea mai pronunțată la BT-1, unde raportul variază de la aproximativ 0,75 în decembrie-ianuarie la 0,4 în aprilie-iunie, în timp ce la SV-1 și IS-2 variațiile sunt mai moderate.

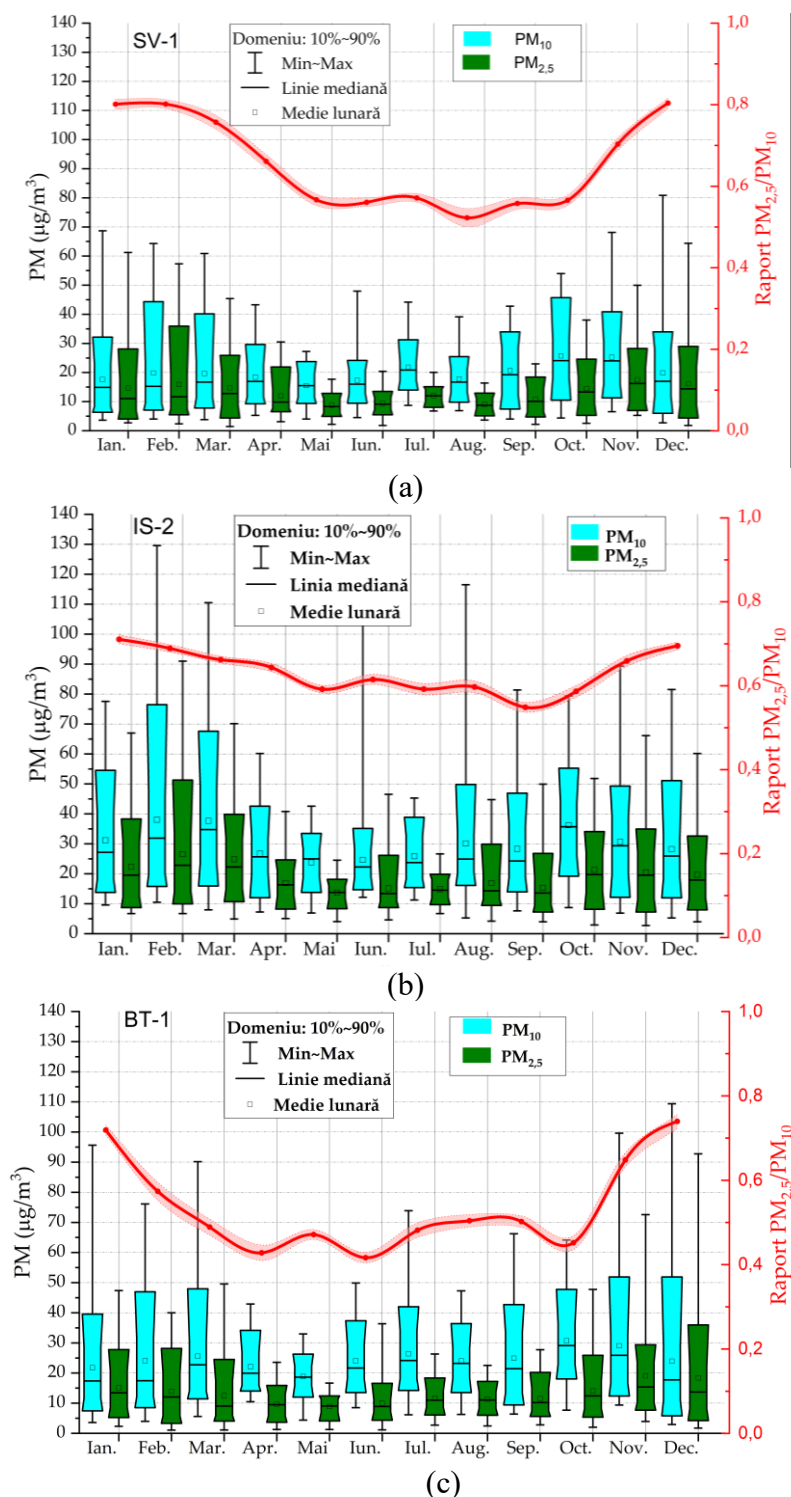


Fig. 4. 9. Compararea variabilității mediilor lunare a concentrațiilor PM cu cea a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ în stațiile de fond urban SV-1 (a), IS-2 (b) și BT-1 (c), 2019-2023

4.2.3. Compararea variabilității lunare a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ cu cea a concentrațiilor PM_{10} , $PM_{2,5}$, CO , NO_2 , SO_2

Analiza comparativă evidențiază o variație sezonieră concordantă a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ cu concentrațiile poluanților, valorile ridicate ale raportului în sezonul rece asociindu-se cu creșterea NO_2 și CO , în timp ce valorile mai reduse din sezonul cald corespund unei contribuții relative mai mari a particulelor grosiere.

4.2.4. Variabilitatea lunară a concentrațiilor de $PM_{2,5}$ și $PM_{2,5-10}$

Pentru diferențierea contribuției fracțiilor fine și grosiere, $PM_{2,5-10}$ a fost determinată ca diferență între concentrațiile PM_{10} și $PM_{2,5}$ (Fig. 4. 10). Analiza variabilității lunare evidențiază concentrații mai ridicate de $PM_{2,5}$ în sezonul rece, în special la IS-2, în timp ce fracția $PM_{2,5-10}$ crește în sezonul cald, cu valori mai mari la BT-1, sugerând o contribuție mai importantă a surselor grosiere, precum praful resuspendat și activitățile agricole.

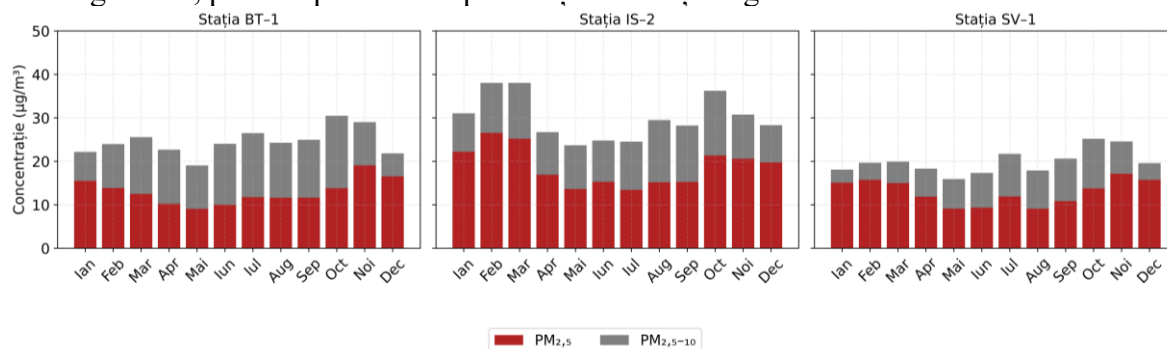
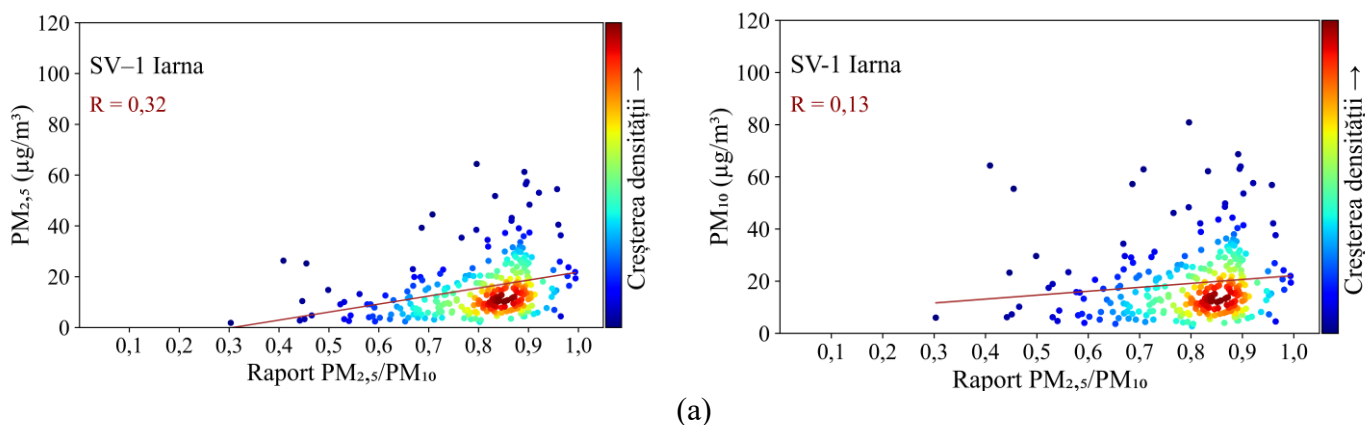


Fig. 4. 10. Concentrațiile medii lunare ale fracțiilor $PM_{2,5}$ și $PM_{2,5-10}$, la stațiile BT-1, IS-2 și SV-1, în perioada 2019-2023

4.2.5. Variabilitatea sezonieră a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$

- La SV-1, iarna, raportul atinge valori ridicate (0,8-0,9), asociate creșterii $PM_{2,5}$ și surselor de combustie, în timp ce primăvara și toamna predomină valori de 0,5-0,7, iar vara raportul scade la 0,5-0,6, o dată cu scăderea contribuției $PM_{2,5}$ și creșterea relativă a fracției grosiere (Fig. 4. 11).



(a)

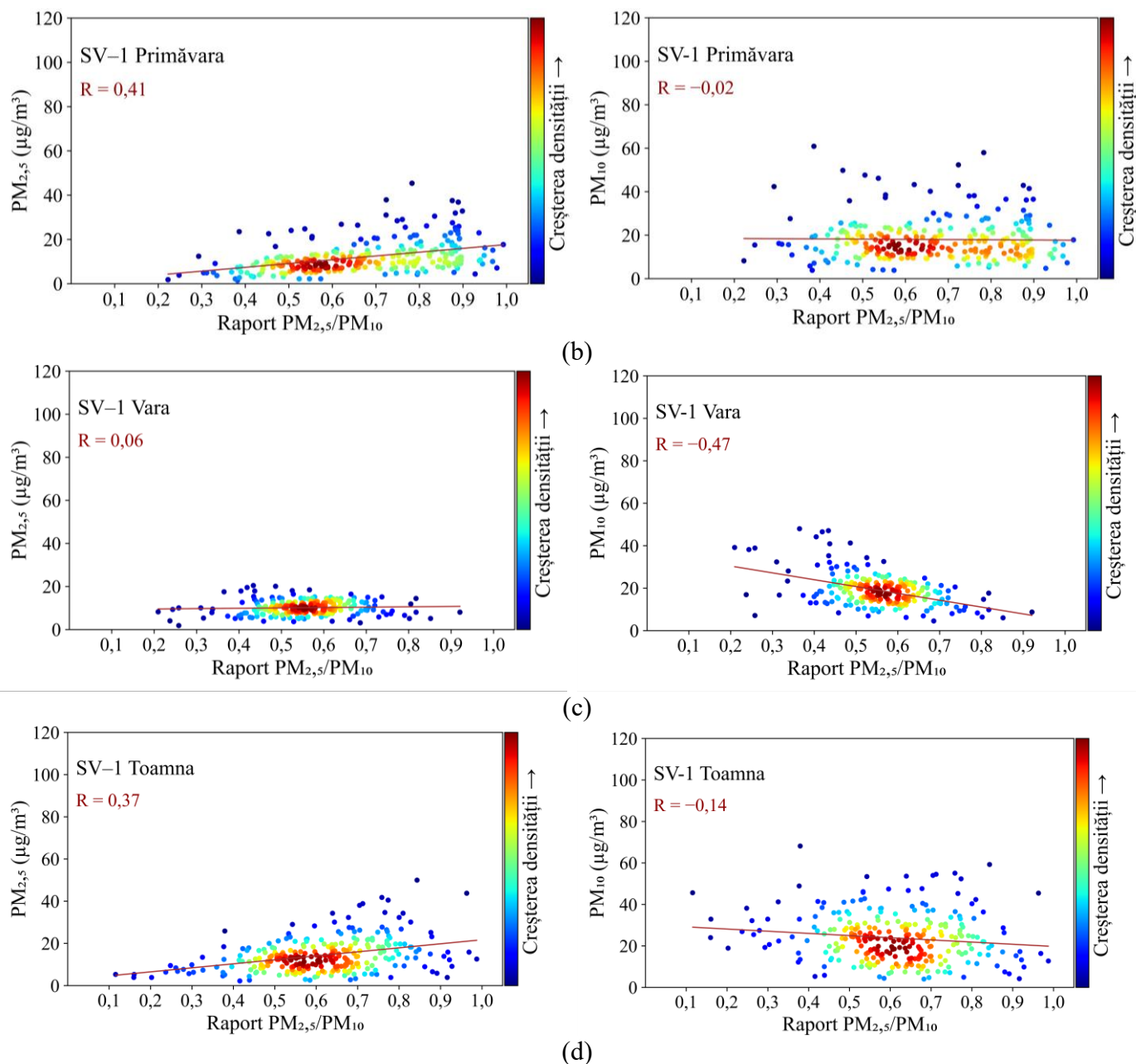


Fig. 4. 11. Relațiile dintre concentrațiile $PM_{2,5}$ și PM_{10} și raportul $PM_{2,5}/PM_{10}$ la stația SV-1, pentru anotimpurile iarnă (a), primăvară (b), vară (c) și toamnă (d), 2019-2023

Analiza distribuției sezoniere a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ la SV-1 arată o frecvență mai mare a valorilor scăzute ($\leq 0,5$) în sezonul cald, atingând 34,5% vara anului 2023, în timp ce iarna predomină valorile ridicate ($> 0,7$), cu frecvențe de 75,9-80% în perioada 2020-2022. În 2023, frecvența valorilor $> 0,7$ a scăzut la 56,3%, iar reducerea valorilor ridicate observată și în primăvară și vară sugerează o contribuție relativ mai mică a fracției fine. Această evoluție, concomitentă cu implementarea măsurilor din Planul de Calitate a Aerului, poate indica însă și variabilitatea meteorologică interanuală (Fig. 4. 12).

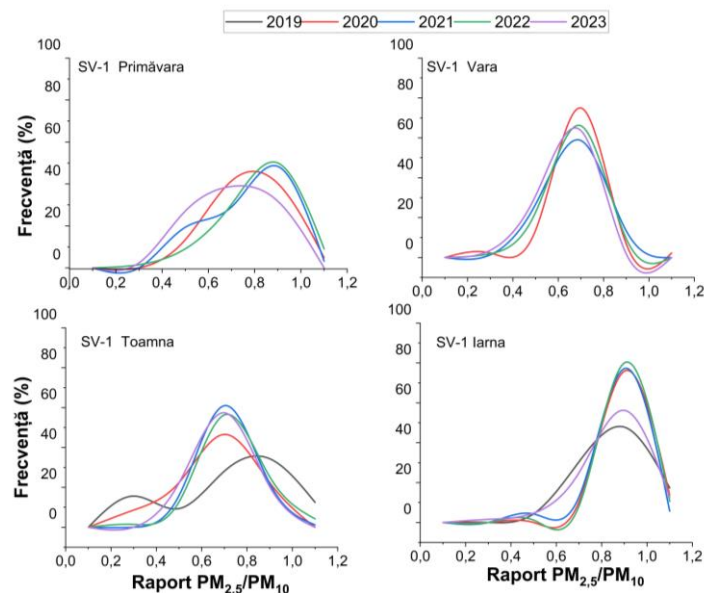
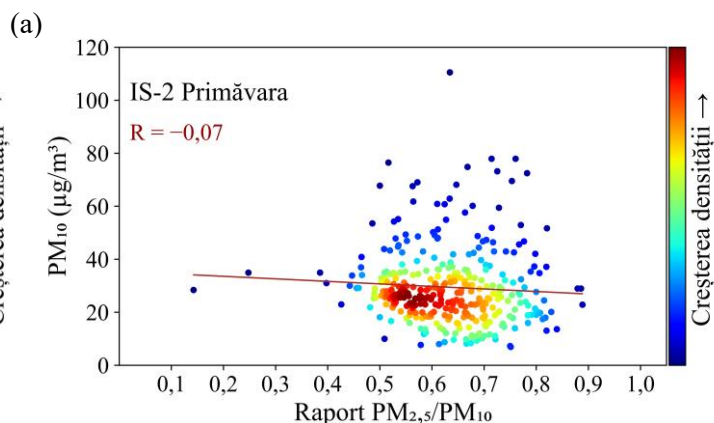
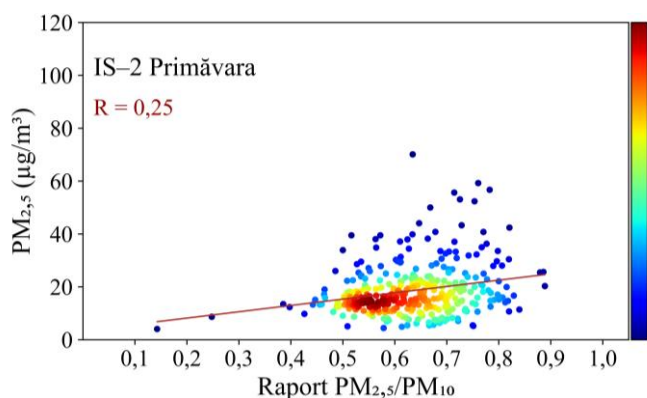
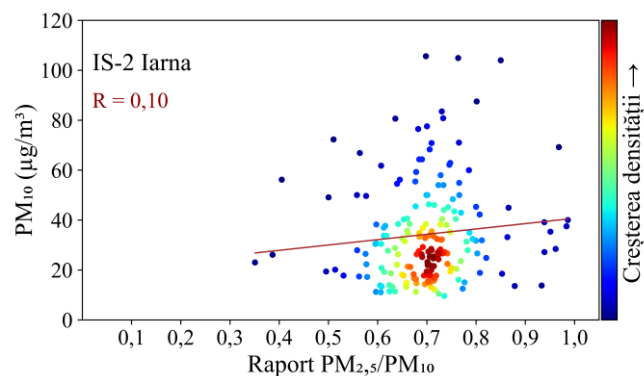
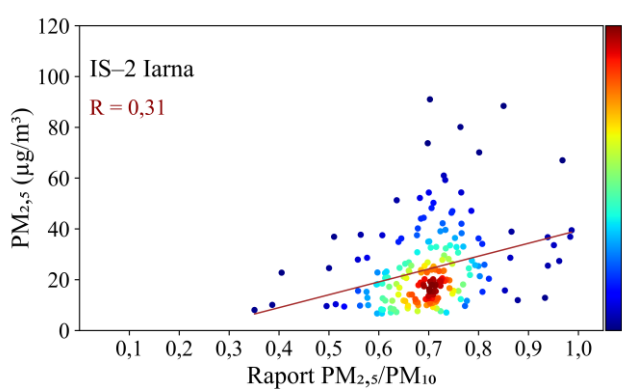


Fig. 4. 12. Distribuția frecvenței valorilor raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$, pe anotimp, la SV-1, în perioada 2019-2023

La stația IS-2, în sezonul rece, raportul se situează predominant între 0,65-0,75 și este asociat cu valori mai ridicate ale $PM_{2,5}$, în timp ce primăvara și toamna predomină valori de 0,5-0,65, iar vara de 0,5-0,6, concomitent cu reducerea contribuției fracției fine și creșterea relativă a fracției grosiere (Fig. 4. 13).



(b)

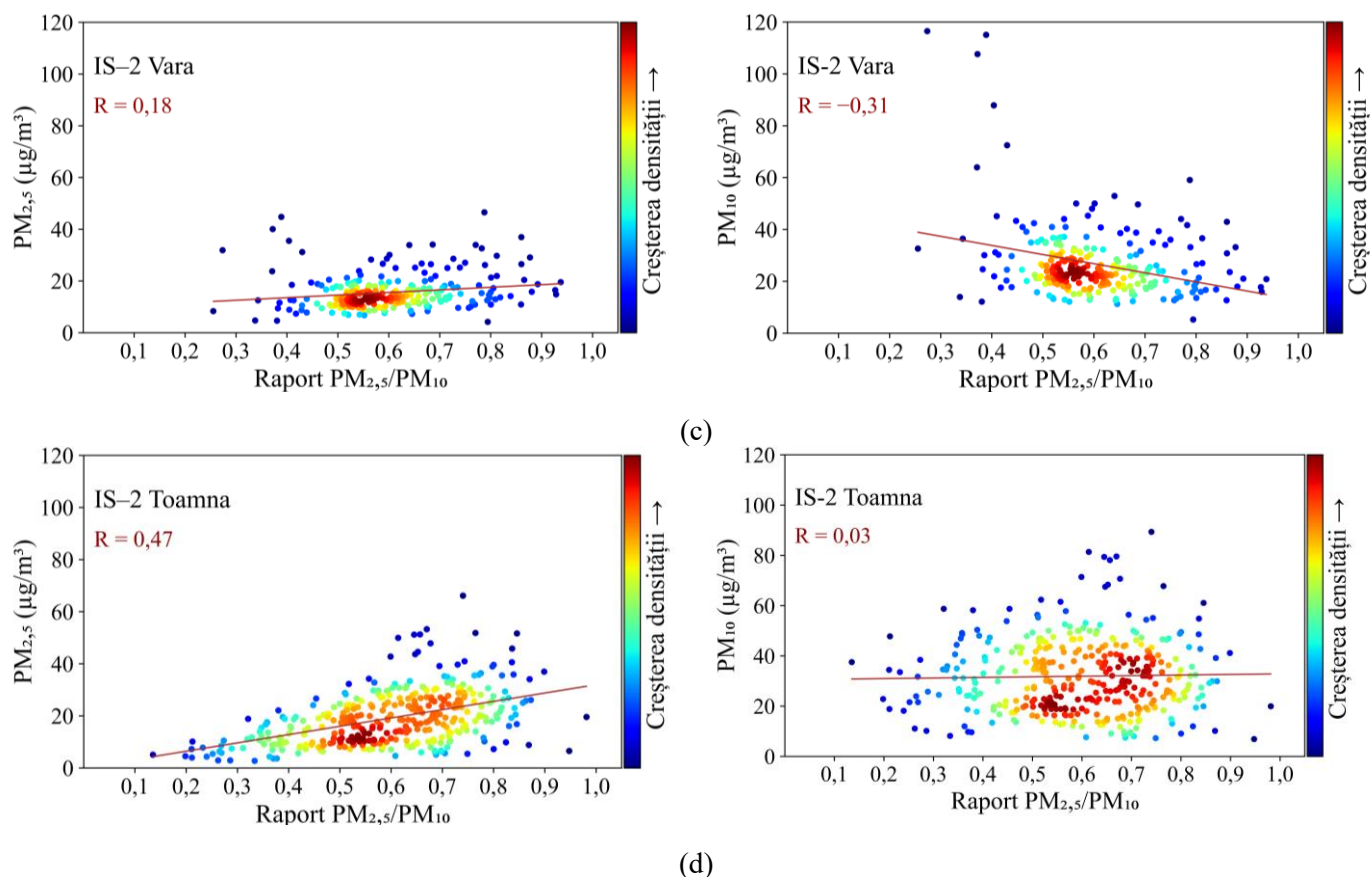


Fig. 4. 13. Relațiile dintre concentrațiile $PM_{2,5}$ și PM_{10} și raportul $PM_{2,5}/PM_{10}$ la stația IS-2, pentru anotimpurile iarnă (a), primăvară (b), vară (c) și toamnă (d), 2019-2023

La stația IS-2, distribuția sezonieră a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ evidențiază predominanța valorilor $>0,5$ în sezonul rece, cu frecvențe de până la 95% pentru valorile $>0,7$ în perioada 2020-2022, în timp ce în sezonul cald cresc frecvențele valorilor scăzute, acestea atingând 66,7% vara anului 2023. În 2023 se observă o diminuare a frecvenței valorilor ridicate ale raportului în toate anotimpurile, sugerând o reducere a contribuției fracției fine, posibil asociată atât evoluției emisiilor antropice, cât și variabilității meteorologice interanuale (Fig. 4. 14).

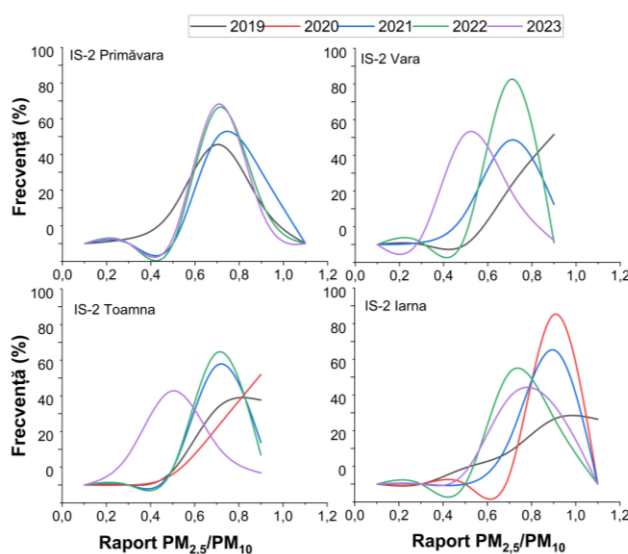


Fig. 4. 14. Distribuția frecvenței valorilor raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$, pe anotimp, la IS-2, 2019-2023

La stația BT-1, variația sezonieră a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ indică valori predominant ridicate iarna (0,65-0,85), asociate cu creșterea concentrațiilor de $PM_{2,5}$ ($R = 0,33$), în timp ce

primăvara și toamna predomină valori de 0,3-0,65, cu corelații pozitive mai pronunțate între $PM_{2,5}$ și raport ($R = 0,54$ și $R = 0,45$). Vara, raportul se situează în principal între 0,3-0,6, iar corelația cu $PM_{2,5}$ rămâne relativ ridicată ($R = 0,56$), indicând contribuția concomitentă a fracțiilor fine și grosiere. Relația dintre PM_{10} și raport este nesemnificativă iarna și primăvara și negativă vara și toamna (Fig. 4. 15).

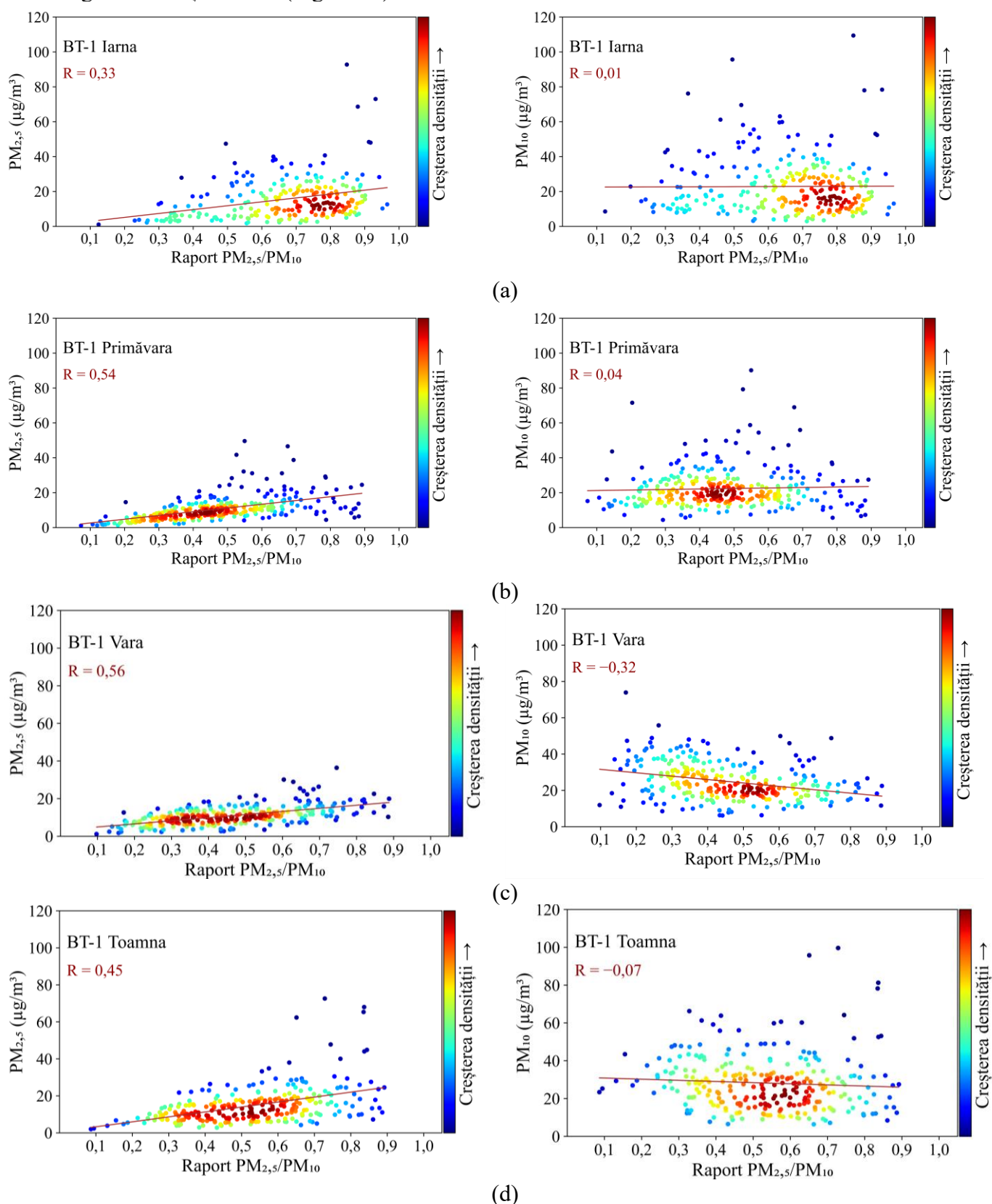


Fig. 4. 15. Relațiile dintre concentrațiile $PM_{2,5}$ și PM_{10} și raportul $PM_{2,5}/PM_{10}$ la stația BT-1, pentru anotimpurile iarnă(a), primăvară (b), vară (c) și toamnă (d), 2019-2023

La stația BT-1, anul 2023 se caracterizează prin creșterea frecvenței valorilor $PM_{2,5}/PM_{10} \leq 0,5$ iarna (88,5%) și primăvara (84,4%), indicând o contribuție redusă a fracției fine. În schimb, valorile $>0,5$ au predominat în perioada 2019-2022, în special iarna, când frecvența acestora a scăzut de la 81,3% în 2019 la 11,5% în 2023. Vara, frecvența valorilor $\leq 0,5$ a scăzut de la 96,2% în 2022 la 34,2% în 2023, sugerând o contribuție mai importantă a fracției fine (Fig. 4. 16).

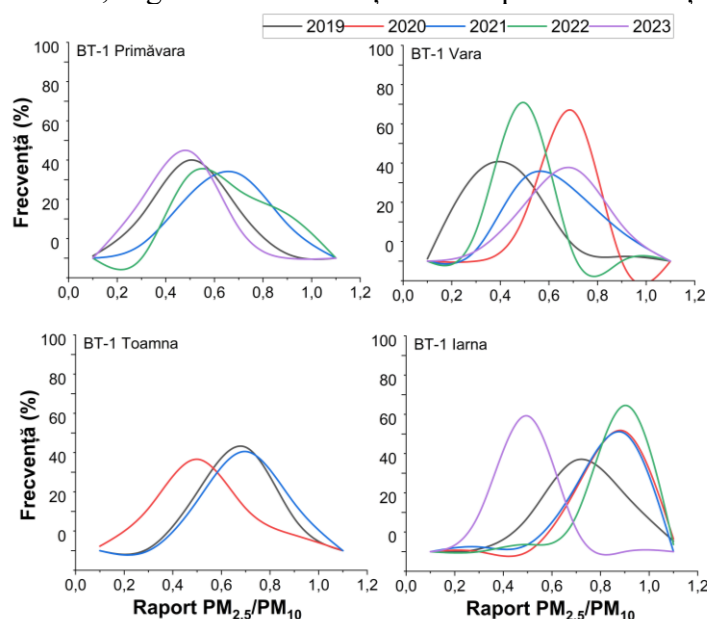
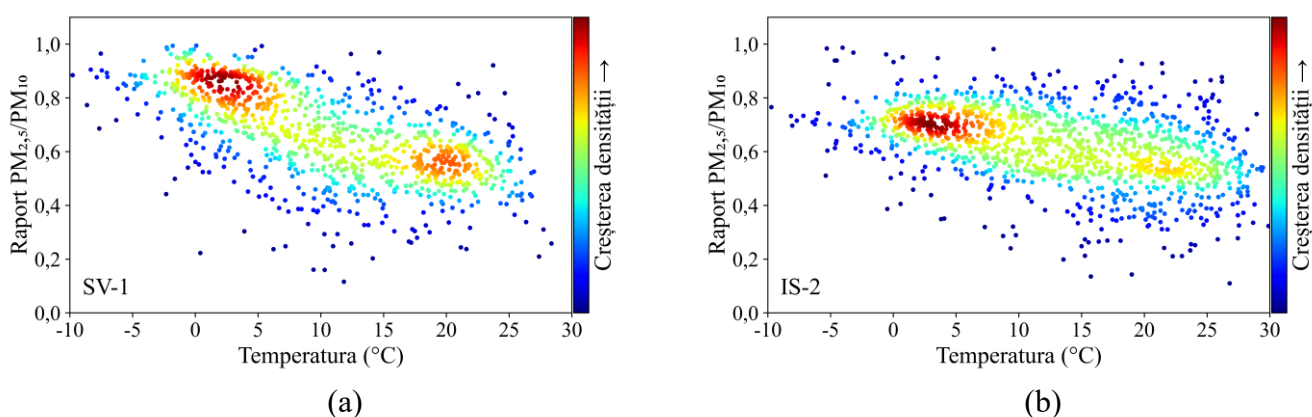


Fig. 4. 16. Distribuția frecvenței valorilor raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$, pe anotimp, la stația BT-1, în perioada 2019-2023

4.2.6. Influența temperaturii aerului asupra raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$

În Suceava, valorile ridicate ale raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ (0,8-0,9) apar la temperaturi de 0-5°C, indicând influența încălzirii rezidențiale pe bază de biomasă lemnoasă și a inversiunilor termice. La temperaturi de peste 20°C, raportul scade sub 0,5, indicând predominanța particulelor grosiere. În Botoșani, raporturile ridicate (0,6-0,8) sunt mai dispersate la temperaturi scăzute, iar densitatea maximă a datelor se regăsește la 20-25°C, unde raportul scade la 0,3-0,4. În Iași, densitatea maximă se situează în intervalul 0-10 °C (0,6-0,75), iar la temperaturi ridicate (20-30 °C) raportul scade la 0,35-0,5 (Fig. 4. 17).

Se concluzionează că, temperatura funcționează ca indicator al schimbării predominanței surselor de particule, nu ca factor determinant al variațiilor raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$.



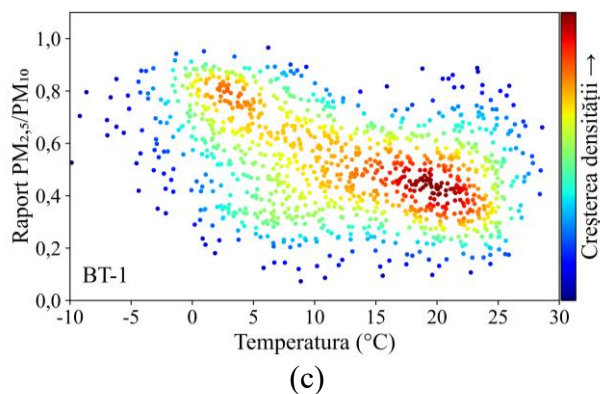


Fig. 4. 17. Distribuția valorilor raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ în funcție de temperatura aerului pentru SV-1 (a), IS-2 (b) și BT-1 (c), 2019-2023

4.2.7. Variabilitatea spațială a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$

Analiza perioadei 2019-2023 evidențiază diferențe între cele trei stații. Raportul mediu $PM_{2,5}/PM_{10}$ a fost de 0,66 la SV-1, 0,62 la IS-2 și 0,54 la BT-1, indicând o pondere mai ridicată a particulelor fine la SV-1 și IS-2.

Coeficienții de variație obținuți în SV-1 ($CV = 0,251$) și IS-2 ($CV = 0,213$) sugerează o variabilitate moderată a raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$, ceea ce indică prezența unor surse de poluare relativ constante și un comportament atmosferic comparabil între cele două zone. În schimb, stația BT-1 înregistrează cea mai mică valoare medie a raportului (0,54) și cel mai ridicat coeficient de variație ($CV = 0,360$), ceea ce indică o prezență mai pronunțată a particulelor groșiere și o variabilitate ridicată a compoziției particulelor în suspensie (Tabel 4. 1).

Analiza coeficientului de divergență (COD) indică cea mai mare similaritate între SV-1 și IS-2 ($COD = 0,135$) și cea mai mare divergență între BT-1 și IS-2 ($COD = 0,236$). Rezultatele sugerează diferențe între stații în ceea ce privește distribuția particulelor, sursele de poluare și influența condițiilor locale sau meteorologice (Tabel 4. 1).

Tabel 4. 1. Media, coeficientul de variație și coeficientul de divergență ale raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$, 2019-2023

	Medie	CV	COD IS-2	BT-1
SV-1	0,66	0,251	0,135	0,208
IS-2	0,62	0,213		0,236
BT-1	0,54	0,360		

Cea mai ridicată corelație Pearson a fost înregistrată între SV-1 și IS-2 ($R = 0,441$), deși stațiile sunt situate la aproximativ 115 km distanță, în timp ce între SV-1 și BT-1 (32 km) s-a obținut $R = 0,414$. Cea mai slabă corelație a fost observată între BT-1 și IS-2 ($R = 0,090$), aflate la aproximativ 96 km distanță.

Rezultatele indică faptul că proximitatea spațială contribuie la similaritatea comportamentului $PM_{2,5}/PM_{10}$, dar nu este singurul factor determinant. Diferențele dintre stații pot fi influențate de sursele locale de poluare și de condițiile meteorologice specifice fiecărei locații. În acest context, relația dintre distanța dintre stații și gradul de corelare nu este strict liniară.

4.3. Evaluarea comparativă a estimărilor modelelor CHIMERE și Ensemble în raport cu măsurătorile in situ ale particulelor în suspensie în municipiul Iași

Studiul a evaluat performanța modelelor CHIMERE și Ensemble în estimarea concentrațiilor de PM_{10} și $PM_{2.5}$ în municipiul Iași, folosind ca referință măsurătorile de la stația IS-2 din anul 2024. Evaluarea a urmărit cât de bine modelele reproduc variațiile temporale, valorile medii și episoadele de poluare, prin utilizarea unor indicatori statistici precum coeficientul Pearson, bias-ul mediu, MAE, RMSE și diagramele Taylor (Drăgoi et al., 2026b).

4.3.1. Estimări modelate și concentrații observate de PM_{10}

În anul 2024, VL zilnică pentru PM_{10} ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, cu maximum 35 de depășiri/an) a fost depășită de 25 de ori, cele mai multe în lunile octombrie și noiembrie. Modelul CHIMERE a reușit să valideze 7 depășiri, în timp ce multimodelul Ensemble nu a validat niciuna (Fig. 4. 18). Ambele modele au reprodus tendința generală a concentrațiilor, însă au subestimat valorile maxime observate. Performanța modelelor a fost mai bună în sezonul rece și în perioadele de tranziție, în timp ce în lunile calde au fost observate erori mai mari.

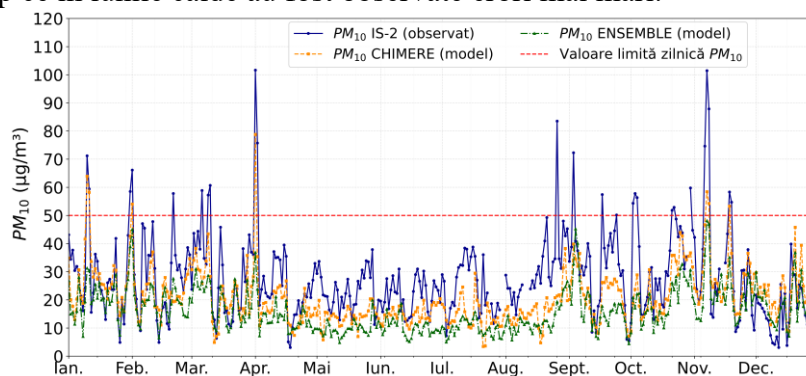


Fig. 4. 18. Concentrații zilnice PM_{10} , observate vs modelate (2024)

Un episod reprezentativ a fost identificat la 1 aprilie 2024, când concentrația PM_{10} măsurată la IS-2 a atins $101,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$. CHIMERE a estimat pentru aceeași zi $78,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ și a indicat concentrații de $50\text{-}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ în nord-estul României (Fig. 4. 19). Distribuția spațială simulată a fost asociată cu transportul pe distanță lungă al prafului saharian, evidențiind utilitatea modelării regionale pentru interpretarea episoadelor de poluare care nu pot fi explicate doar prin măsurători locale.

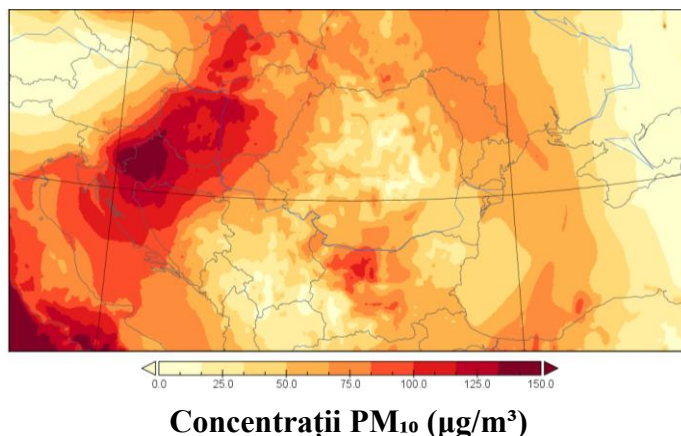


Fig. 4. 19. Harta distribuției spațiale a concentrațiilor de PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) simulate de modelul CHIMERE (1 aprilie 2024) pentru România și regiunile învecinate

4.3.2. Estimări modelate și concentrații observate de $PM_{2,5}$

Pentru $PM_{2,5}$, ambele modele au reprodus variația sezonieră, cu concentrații mai ridicate în sezonul rece și mai reduse în perioada caldă, dar au subestimat valorile maxime observate. Performanța celor două modele a fost mai apropiată decât în cazul PM_{10} (Fig. 4. 20).

Modelele Ensemble și CHIMERE au simulat concentrații medii anuale similare pentru $PM_{2,5}$ (13,15 și, respectiv, 13,56 $\mu g/m^3$), ambele fiind, de asemenea, sub media anuală înregistrată la IS-2 (15,52 $\mu g/m^3$), dar cu un procent mai mic .

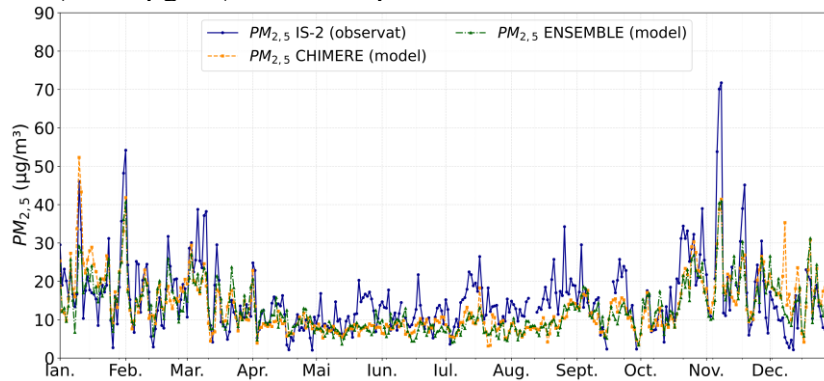


Fig. 4. 20. Concentrații zilnice $PM_{2,5}$, observate și modelate (2024)

Diagrama Taylor pentru PM_{10} (Fig. 4. 21 a) confirmă rezultatele: CHIMERE are o abatere standard normalizată de aproximativ 0,66, mai apropiată de valoarea de referință 1 decât Ensemble (0,54), precum și o corelație ușor mai ridicată (0,64 față de 0,60). Valorile cRMSD susțin, de asemenea, performanța superioară a CHIMERE. Prin urmare, diagrama Taylor evidențiază faptul că CHIMERE reproduce mai bine atât variabilitatea temporală, cât și structura generală a concentrațiilor PM_{10} observate la IS-2.

Diagrama Taylor pentru $PM_{2,5}$ (Fig. 4. 21 b) indică o performanță ușor mai bună a modelului Ensemble, care a obținut $R = 0,68$, abatere standard normalizată de 0,73 și cRMSDN = 0,73, față de $R = 0,65$, $\sigma = 0,80$ și cRMSDN = 0,78 pentru CHIMERE. RMSE a fost, de asemenea, ușor mai mic pentru Ensemble (7,22 $\mu g/m^3$) decât pentru CHIMERE (7,52 $\mu g/m^3$). Astfel, diagrama Taylor confirmă o capacitate puțin mai bună a Ensemble de a reproduce variația zilnică a $PM_{2,5}$, deși ambele modele prezintă erori de amplitudine și subestimează variabilitatea observată.

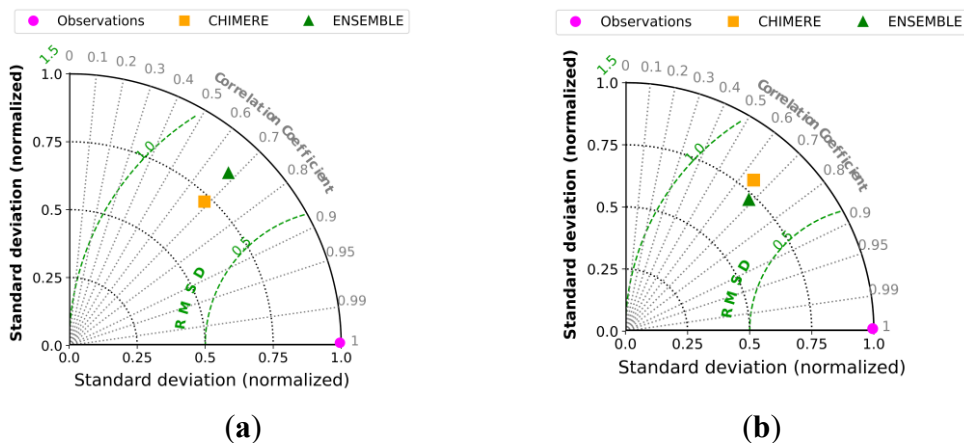


Fig. 4. 21. Diagrame Taylor ale concentrațiilor zilnice (normalizate) estimate de modelele CHIMERE și Ensemble comparativ cu stația de referință IS-2 (2024): (a) PM_{10} ; (b) $PM_{2,5}$,

În concluzie, rezultatele arată că CHIMERE este mai performant pentru PM_{10} , în timp ce Ensemble prezintă o ușoară superioritate pentru $PM_{2,5}$. Ambele modele reproduc tendințele generale și sezonabilitatea concentrațiilor, dar au dificultăți în reprezentarea vârfurilor de poluare, în special în sezonul cald. Utilizarea combinată a măsurătorilor de la stațiile de monitorizare și a modelelor atmosferice oferă o imagine mai completă asupra distribuției temporale și spațiale a particulelor în mediul urban.

4.4. Evaluarea concentrațiilor PM_{10} și $PM_{2,5}$ comparativ cu valorile limită actuale (Legea 104/2011 - Directiva 2008/50/CE) și viitoare (Directiva (UE) 2024/2881)

Analiza evoluției concentrațiilor de PM_{10} și $PM_{2,5}$ în raport cu valorile limită actuale și cele introduse prin noua directivă este importantă pentru a înțelege nu doar situația prezentă, ci și măsura în care nivelurile particulelor în suspensie răspund cerințelor viitoare.

4.4.1. Evaluarea concentrațiilor medii anuale de PM_{10} și $PM_{2,5}$

Concentrațiile medii anuale de PM_{10} , în perioada 2017–2024, înregistrate la stațiile analizate, s-au situat sub valoarea-limită anuală de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prevăzută de Legea nr. 104/2011.

Raportat la viitoarea valoare-limită anuală pentru PM_{10} , de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, prevăzută de Directiva (UE) 2024/2881, în perioada 2017–2024, doar stația SV-1 a prezentat conformitate în anii 2022–2023. Evaluarea conformității nu a inclus datele de la stația SV-2 pentru perioada 2022–2024 și datele de la IS-2 pentru anul 2024, întrucât acestea nu au fost suficiente pentru îndeplinirea obiectivelor de calitate a datelor și a criteriilor de agregare prevăzute de Legea nr. 104/2011 (subcapitolul 4.4.1 din teză).

Concentrațiile medii anuale de $PM_{2,5}$, analizate la stațiile de fond urban SV-1, IS-2 și BT-1 s-au situat, în perioada 2017–2024, sub valoarea-limită anuală de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prevăzută de Legea nr. 104/2011, cu excepția anilor 2017 și 2018 la stația IS-2.

Dacă s-ar fi aplicat valoarea-limită anuală stabilită prin Directiva (UE) 2024/2881, de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, concentrațiile medii anuale înregistrate la toate cele trei stații din zona de studiu la care se monitorizează $PM_{2,5}$ ar fi depășit această valoare-limită.

4.4.2. Evaluarea concentrațiilor medii zilnice de PM_{10} și $PM_{2,5}$

Pe parcursul perioadei analizate (2017-2024), frecvența depășirilor valorii limită zilnice de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pentru PM_{10} nu a depășit numărul maxim de 35 de depășiri permis de Legea nr. 104/2011, cu excepția stației IS-2 în anul 2019, când au fost înregistrate 36 depășiri. De asemenea, numărul maxim admis de 35 depășiri pe an a fost atins în anul 2019 la stația SV-2 și în anul 2020 la stația IS-2.

Aplicarea viitoarei valori limită zilnice de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (a nu se depăși mai mult de 18 ori într-un an calendaristic), conform Directivei (UE) 2024/2881, conduce la o creștere semnificativă a numărului de depășiri la toate stațiile analizate. Majoritatea stațiilor ar depăși pragul de 18 depășiri/an, cu excepția SV-1 în anumite perioade și a BT-1 în intervalul 2021-2023. Cele mai numeroase depășiri au fost înregistrate la IS-2 și SV-2, indicând un nivel potențial mai ridicat de

expunere a populației din ariile de reprezentativitate ale acestor stații. De exemplu, în 2019, numărul depășirilor la SV-2 ar crește de la 35, conform valorii limită actuale de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la 73 în scenariul aplicării viitoarei avalorii limită de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La IS-2, numărul acestora ar crește de la 36 la 52. În schimb, SV-1 prezintă un nivel mai redus al depășirilor. Per ansamblu, s-a observat o tendință generală de diminuare a numărului de depășiri între 2018 și 2023, cu o creștere parțială în 2024 la BT-1 și SV-1, sugerând o îmbunătățire generală a calității aerului, posibil asociată atât măsurilor de reducere a emisiilor, cât și variabilității condițiilor meteorologice.

Pentru $\text{PM}_{2,5}$ legea 104/2011 nu stabilește o valoare limită zilnică.

Analiza depășirilor față de viitoarea valoare limită zilnică pentru $\text{PM}_{2,5}$ ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a nu se depăși mai mult de 18 ori într-un an calendaristic), prevăzută de Directiva (UE) 2024/2881 a evidențiat diferențe importante între stațiile de monitorizare în perioada 2017-2024. La IS-2 s-a înregistrat cel mai mare număr de valori peste viitoarea VL (peste 150/an) în 2017-2018, urmat de o scădere după 2020. Cu toate acestea, numărul depășirilor a rămas peste pragul de 18/an, indicând faptul că, în raport cu această viitoare cerință, stația ar continua să înregistreze depășiri. La SV-1, numărul depășirilor a fost mai redus, iar în 2022-2023 s-a situat sub pragul de 18 depășiri/an. Pentru BT-1, datele disponibile au fost insuficiente pentru evaluarea conformității cu viitoarea valoare limită.

Atingerea obiectivelor pentru 2030 presupune reduceri suplimentare substanțiale ale emisiilor, în special din trafic, încălzirea rezidențială și anumite sectoare industriale (EEA, 2025a).

4.5. Indicatori suplimentari propuși pentru evaluarea concentrațiilor PM_{10} și $\text{PM}_{2,5}$

Indicatorii de conformare definiți în directivele UE privind calitatea aerului înconjurător (valori limită anuale/zilnice, număr maxim de depășiri, praguri de informare și alertă) sunt necesari pentru evaluarea respectării legislației, dar surprind doar dacă un standard este sau nu depășit, nu și cât de mult se întâmplă acest lucru.

Studiul propune trei indicatori complementari, originali, propuși pentru a cuantifica magnitudinea depășirilor, durata episoadelor de poluare sau diferențele de toxicitate dintre fracția fină $\text{PM}_{2,5}$ și cea grosieră: *Excesul de Concentrație* (*Excess concentration - EC*), care cumulează excesul de concentrație peste valoarea limită zilnică pe parcursul unui an, *Indicele episodului de poluare* (*Episode Index - EI*), care integrează atât intensitatea, cât și durata episoadelor de poluare și *Indicele toxic* (*Toxic Load Index - TLI*), care combină raportul $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ (relevant pentru tipul de surse) cu depășirea valorii limită pentru $\text{PM}_{2,5}$ (Drăgoi et al., 2025b). Modul de calcul al acestor trei indicatori și categoriile de expunere propuse pentru fiecare indicator au fost prezentate la punctul 3.4. din ***Capitolul 3. Materiale și metode utilizate.***

4.5.1. Excesul de Concentrație la stațiile de calitate a aerului din municipiile Suceava, Iași și Botoșani

Pe baza clasificării *EC* a PM potrivit pragurilor stabilite inițial (punctul 3.4.1), rezultatele arată variații semnificative ale nivelurilor de PM între ani și locații. Corelarea numărului de

depășiri zilnice raportate la viitoarea valoare limită cu excesul anual permite diferențierea între situațiile caracterizate prin depășiri frecvente, de mică magnitudine și situațiile cu depășiri mai puține, dar semnificativ mai mari.

În municipiul Iași, valorile indicatorului *EC* pentru PM_{10} prezintă o tendință descrescătoare, de la nivelul *Foarte ridicat* (2020) la *Moderat* (2022-2024), în timp ce pentru $PM_{2,5}$ valorile *EC* oscilează între *Foarte ridicat* (2021) și *Moderat* (2023-2024).

În municipiul Suceava, valorile indicatorului *EC* pentru PM_{10} înregistrează o variație semnificativă între stații: stația SV-2, de tip industrial, prezintă valori *Foarte ridicate* (2019-2020), în timp ce stația SV-1 de fond urban se încadrează în clasa *Scăzut*. Pentru $PM_{2,5}$, la stația SV-1, valorile indicatorului *EC* variază de la *Moderat* (2020, 2021, 2024) la *Scăzut* (2022-2023).

În municipiul Botoșani, valorile indicatorului *EC* pentru PM_{10} și $PM_{2,5}$ variază de la *Moderat* la *Scăzut* (Fig. 4. 22).

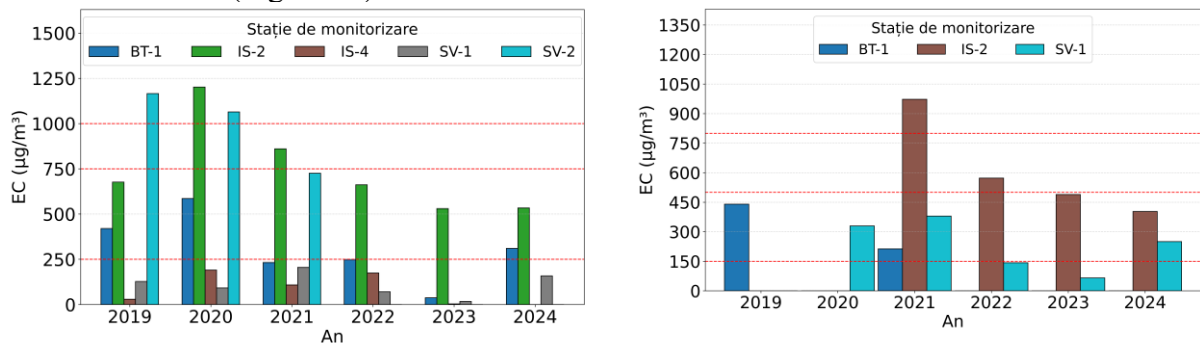


Fig. 4. 22. Excesul anual de concentrație PM_{10} și $PM_{2,5}$ (— praguri *EC* conform cu Tabel 3.2)

4.5.2. Indicele episodului de poluare (*EI*) la stațiile de calitate aerului din municipiile Suceava, Iași și Botoșani

Aplicând indicatorul *EI* (punctul 3.4.2), se constată că în Iași au fost identificate episoade de poluare semnificative, inclusiv un caz Extrem de ridicat de $PM_{2,5}$ ($EI = 106 \mu g/m^3$), ceea ce indică un nivel ridicat al riscului asociat calității aerului. Suceava (SV-2) evidențiază episoade Foarte ridicate de PM_{10} , în timp ce Botoșani se evidențiază prin episoade ocazionale, dar intense, de $PM_{2,5}$.

Principalele tipuri de depășiri și clasificările ale *EC*, *EI* pe municipiile studiate pentru perioada 2019-2024 sunt prezentate în Tabel 4. 2:

Tabel 4. 2. Rezumatul principalelor constatări privind depășirile și clasificările *EC/EI* pe Iași, Suceava și Botoșani (2019-2024)

Zonă urbană (Cod stație)	Număr zile cu concentrații PM_{10} peste $45 \mu g/m^3$ *	Număr zile cu concentrații $PM_{2,5}$ peste $25 \mu g/m^3$ **	Clasificarea <i>EC</i>	Clasificarea <i>EI</i>
Iași (IS-2)	≥ 50 zile în 2019-2021	83 zile (2021)	PM_{10} variază de la <i>Foarte ridicat</i> (2020) la <i>Moderat</i> (2022-2024) $PM_{2,5}$ variază de la <i>Foarte ridicat</i> (2021) la <i>Moderat</i> (2023, 2024)	Episoade <i>Ridicate</i> , <i>Foarte ridicate</i> , inclusiv un episod <i>Extrem de ridicat</i> $PM_{2,5}$ ($EI = 106 \mu g/m^3$)

Zonă urbană (Cod stație)	Număr zile cu concentrații PM ₁₀ peste 45 µg/m ³ *	Număr zile cu concentrații PM _{2,5} peste 25 µg/m ³ **	Clasificarea EC	Clasificarea EI
Suceava (SV-2, SV-1)	SV-2 73 zile în 2019; Scăzute la SV-1 (≤20 zile în 2022-2024)	37 zile SV-1 (2021)	PM ₁₀ variază de la <i>Foarte ridicat</i> SV-2 (2019, 2020) la <i>Scăzut</i> (SV-1) PM _{2,5} (SV-1) variază de la <i>Moderat</i> (2020, 2021, 2024) la <i>Scăzut</i> (2022, 2023)	Episoade <i>Foarte ridicate</i> la PM ₁₀ la SV-2; Episoade ocazionale <i>Ridicate</i> la SV-1 de PM _{2,5} ;
Botoșani (BT-1)	≤30 zile în 2021-2024	36 zile (2019)	variază de la <i>Moderat</i> la <i>Scăzut</i>	Episoade ocazionale, <i>Foarte ridicate</i> , de PM _{2,5}

*Depășiri PM₁₀ - concentrații zilnice de peste 45 µg/m³ (Directiva 2024/2881)

** Depășiri PM_{2,5} - concentrații zilnice de peste 25 µg/m³ (Directiva 2024/2881);
la SV-2 nu se monitorizează PM_{2,5}.

4.5.3. Indicele toxic (TLI) la stațiile de calitatea aerului din municipiile Suceava, Iași și Botoșani

Analiza indicatorului *TLI* pentru anii care au îndeplinit obiectivele de calitate a datelor pentru PM_{2,5} a evidențiat diferențe între stațiile analizate. Cele mai frecvente și ridicate valori ale *TLI* au fost înregistrate la stația IS-2, unde au fost identificate și cele mai multe episoade din categoriile de risc *Ridicat* și *Foarte ridicat*. Stația SV-1 a prezentat un comportament intermediar, în timp ce la BT-1 valorile *TLI* > 0 au fost mai puțin frecvente și, în general, asociate unor niveluri *Scăzute-Moderate*. Rezultatele confirmă utilitatea *TLI* ca indicator complementar concentrațiilor de PM_{2,5} și numărului de depășiri, prin integrarea nivelului concentrației particulelor fine și a ponderii acestora în masa totală de PM₁₀.

4.5.4. Valoarea adăugată a EC, EI și TLI

Utilizarea noilor indicatori propuși împreună cu indicatorii standard, le permite autorităților să identifice riscurile mai devreme, să facă diferența între diferite categorii de episoade de poluare, să elaboreze intervenții adaptate la nivel local, să prioritizeze măsurile de reducerea poluării (Fig. 4. 23).

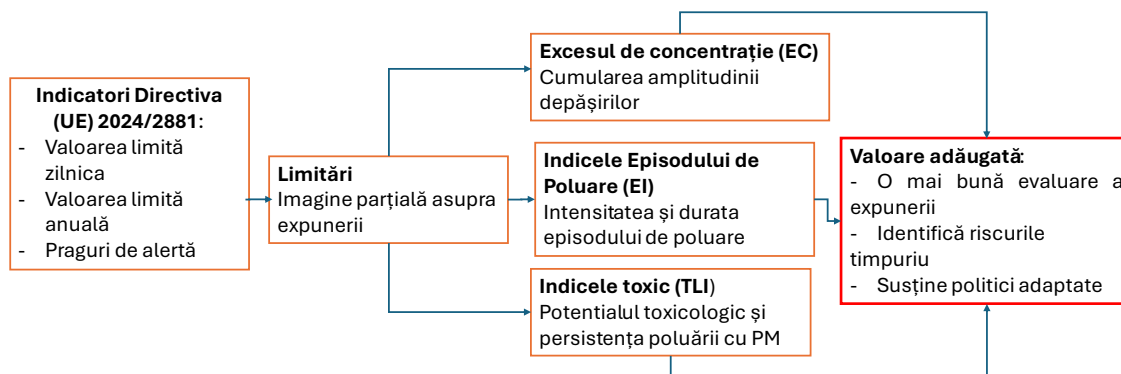


Fig. 4. 23. Rolul complementar al indicatorilor EC, EI și TLI față de indicatorii standard de evaluare a calității aerului

4.5.5. Implicații politice

Studiul propune utilizarea indicatorilor *EC*, *EI* și *TLI* pentru completarea evaluării calității aerului, aceștia oferind informații despre expunerea cumulativă, intensitatea și durata episoadelor de poluare și potențialul toxicologic al particulelor. Aplicarea lor permite elaborarea unor politici adaptate condițiilor locale și sezoniere.

În Suceava, valorile *EC* indică expuneri moderate și frecvente, ceea ce susține necesitatea unor măsuri structurale pe termen lung, în special reducerea emisiilor provenite din încălzirea cu biomasă și traficul rutier. În Iași, valorile *EI* evidențiază episoade scurte și intense, pentru care sunt relevante măsuri rapide, precum restricții temporare de trafic și avertizări de sănătate publică. În Botoșani, deși nivelurile generale sunt mai reduse, valorile *TLI* indică perioade cu încărcare toxicologică ridicată, justificând monitorizarea și protecția grupurilor vulnerabile.

Concluzia principală este că o politică uniformă de gestionare a poluării nu este suficientă. Pentru Suceava și Iași sunt necesare măsuri suplimentare pentru reducerea emisiilor din încălzirea rezidențială și traficul rutier, completate de intervenții rapide în timpul episoadelor de poluare. Pentru Botoșani, datele disponibile nu permit o concluzie fermă privind respectarea viitoarelor valori limită.

4.6. Extinderea analizei indicatorilor suplimentari propuși pentru evaluarea concentrațiilor PM_{10} și $PM_{2,5}$ la nivelul României

În acest studiu, analiza celor 3 indicatori, a fost extinsă la întreaga RNMCA care monitorizează simultan PM_{10} și $PM_{2,5}$. Au fost utilizate date obținute prin metoda de referință gravimetrică, cu excepția unor stații unde au fost folosite măsurători automate: pentru PM_{10} , stațiile DJ-2 (anii 2023-2025), TR-3, TR-5 și stațiile B-12-B-30, iar pentru $PM_{2,5}$, stațiile B-12-B-30, TR-3, TR-5, IS-1 (anii 2024-2025), IS-4, IS-5, CJ-5 și DJ-2 (anii 2023-2025). La data redactării tezei, datele pe 2025 nu erau încă certificate.

Au fost incluse 80 de stații din cadrul RNMCA, clasificate astfel:

- 57 stații de fond urban;
- 4 stații suburbane: B-7; CJ-3; CL-2; IS-5.
- 12 stații tip trafic: B-12; B-13; B-14; B-15; B-16; B-17; B-18; B-19; B-20; B-30; B-6; IS-1
- 2 stații industriale aflate în zonă urbană: B-5; MH-1.
- 5 stații rurale: B-8; CL-3, DJ-6; IS-4; IS-6.

S-a urmărit, pe de o parte, testarea stabilității și relevanței celor trei indicatori în condiții climatice, tipuri de stații și zone geografice diferite, iar pe de altă parte, furnizarea unei imagini complete a regimurilor de expunere la nivel național, relevante pentru planificarea măsurilor de reducerea poluării cu PM până în 2030.

4.6.1. Excesul de Concentrație (*EC*) la stațiile de calitate aerului din România

Pentru fiecare stație și an calendaristic, unde se măsoară atât PM_{10} cât și $PM_{2,5}$, s-a calculat indicatorul *EC* (conform punctului 3.4.1) pentru perioada 2015-2025, pe baza concentrațiilor zilnice și a numărului depășirilor valorilor limită raportate la Directiva (UE) 2024/2881 .

Analiza combinată a numărului de depășiri și a valorii *EC* evidențiază două componente diferite ale expunerii la PM_{10} : frecvența și intensitatea episoadelor de poluare. Unele stații înregistrează puține depășiri, dar cu valori *EC* foarte ridicate, indicând episoade rare și intense, în timp ce altele au multe depășiri, dar valori *EC* moderate, sugerând o expunere mai frecventă și prelungită.

La nivel național, regimurile de expunere sunt foarte variate, de la stații cu valori reduse ale *EC* și puține depășiri până la situații caracterizate de valori extreme și numeroase depășiri. Stațiile care se mențin în timp în intervalele intermediare de *EC* indică o expunere cronică la niveluri moderate sau ridicate de PM_{10} , în timp ce trecerea de la categorii superioare la inferioare ale *EC* poate indica o îmbunătățire a calității aerului.

Prin urmare, evaluarea riscului necesită analiza integrată a frecvenței și intensității depășirilor, deoarece niciunul dintre cei doi indicatori, analizat separat, nu oferă o imagine completă a expunerii.

Pentru PM_{10} , în perioada analizată, depășiri ale valorii *EC* de peste $1000 \mu g/m^3$, au fost înregistrate atât la stații de trafic din marile orașe (București, Iași), cât și la stații de fond urban din centrul țării (Brașov, Harghita).

La stația CV-2 (Covasna), deși numărul depășirilor în 2025 a rămas similar cu cel din 2024, scăderea *EC* indică o ușoară îmbunătățire a calității aerului.

În schimb, stații precum AG-7, BH-1, GL-2, CJ-3 și VS-1 au avut predominant un nivel de risc *Scăzut* sau *Moderat*. Per ansamblu, riscul de neconformare cu noile valori-limită pentru PM_{10} este concentrat în anumite zone urbane și industriale, nu distribuit uniform la nivel național.

Un alt rezultat al aplicării indicatorului *EC* arată că valori anuale foarte mici ale *EC* pot coexista cu depășiri ale VL anuale. De exemplu, la BZ-1 în anul 2023, *EC* este $0,4 \mu g/m^3$, indicatorul *EC* ar sugera o expunere relativ redusă la episoade intense, deși media anuală depășește VL. Această situație arată că *EC* este sensibil în la magnitudinea depășirilor zilnice, și mai puțin la un fond moderat, dar aproape constant, ușor peste VL anuală. În astfel de cazuri, combinația indicatorului propus și indicatorii standard (VL zilnică și VL anuală) devine utilă pentru interpretare: depășirea VL anuale semnalează necesitatea unor măsuri de politică, în timp ce valoarea foarte mică a *EC* arată că, din perspectiva episoadelor pe termen scurt de poluare, situația este mai puțin gravă decât în zonele în care *EC* este în categoria *Ridicat*.

Analiza *EC* pentru $PM_{2.5}$ și a numărului de concentrații zilnice mai mari decât viitoarea valoarea limită zilnică arată că poluarea cu $PM_{2.5}$ este mai accentuată în anumite orașe mari, precum Iași (IS-2), București (stații de tip trafic și stații de fond urban) și Cluj (CJ-3 stație suburbană și CJ-5 stație de fond urban), unde unele stații au valori *EC* ridicate sau foarte ridicate și numeroase depășiri ale limitei zilnice. În schimb, stații precum CT-2 (Constanța) prezintă niveluri scăzute și puține depășiri.

Stația BV-2 este una dintre cele mai problematice, în special în 2017-2018, când *EC* a depășit $800 \mu g/m^3$, iar numărul depășirilor raportate la VL din Directiva 2024/2881 a fost de peste 50. Ulterior, situația s-a îmbunătățit temporar, dar în 2024 nivelul a revenit în categoria *Ridicat* (Fig. 4. 24).

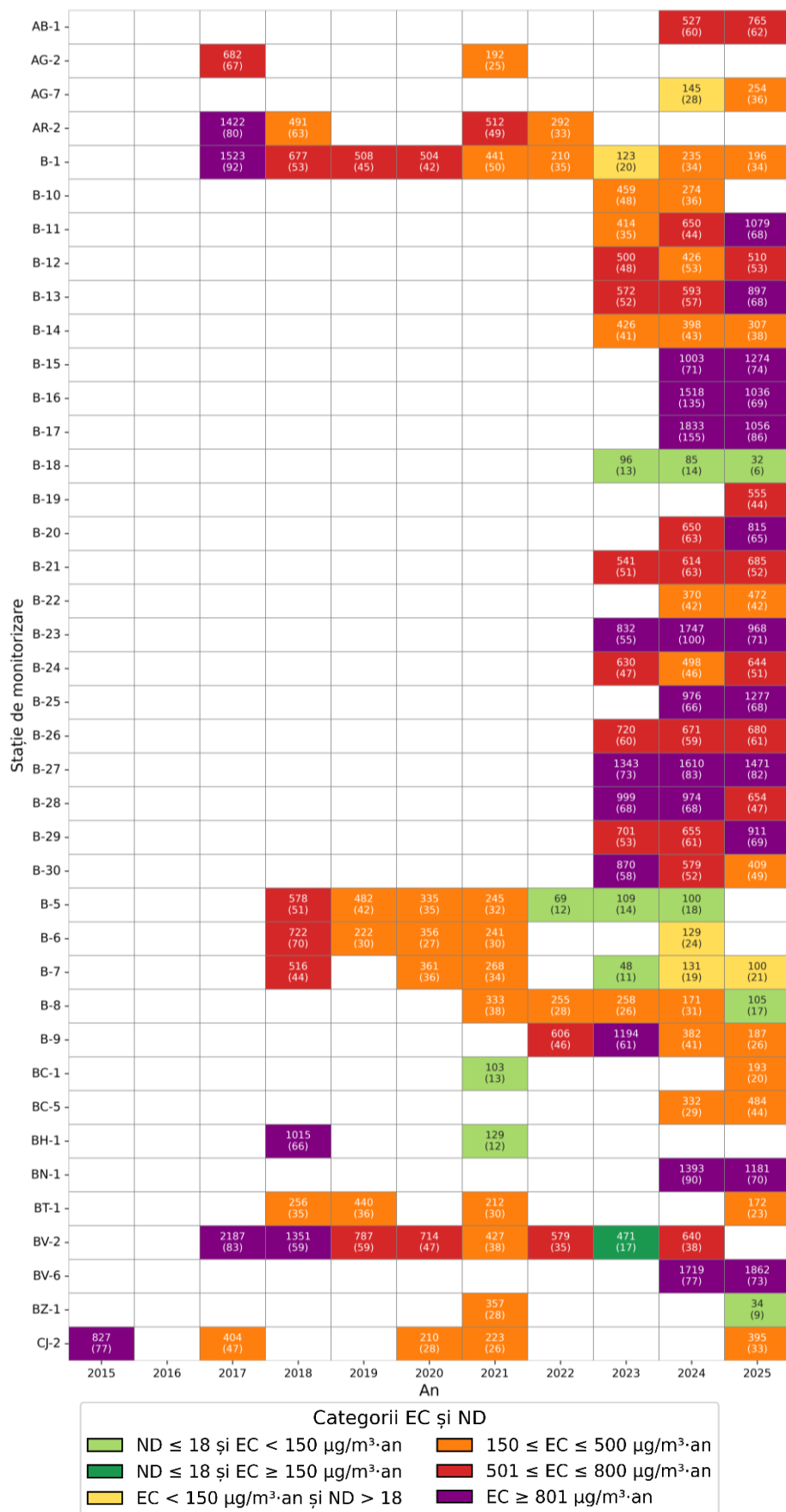


Fig. 4. 24. Excesul anual de concentrație PM_{2,5} la stații din cadrul RNMCA, 2015-2025
(praguri EC conform cu punctul 3.4.1) - partea 1

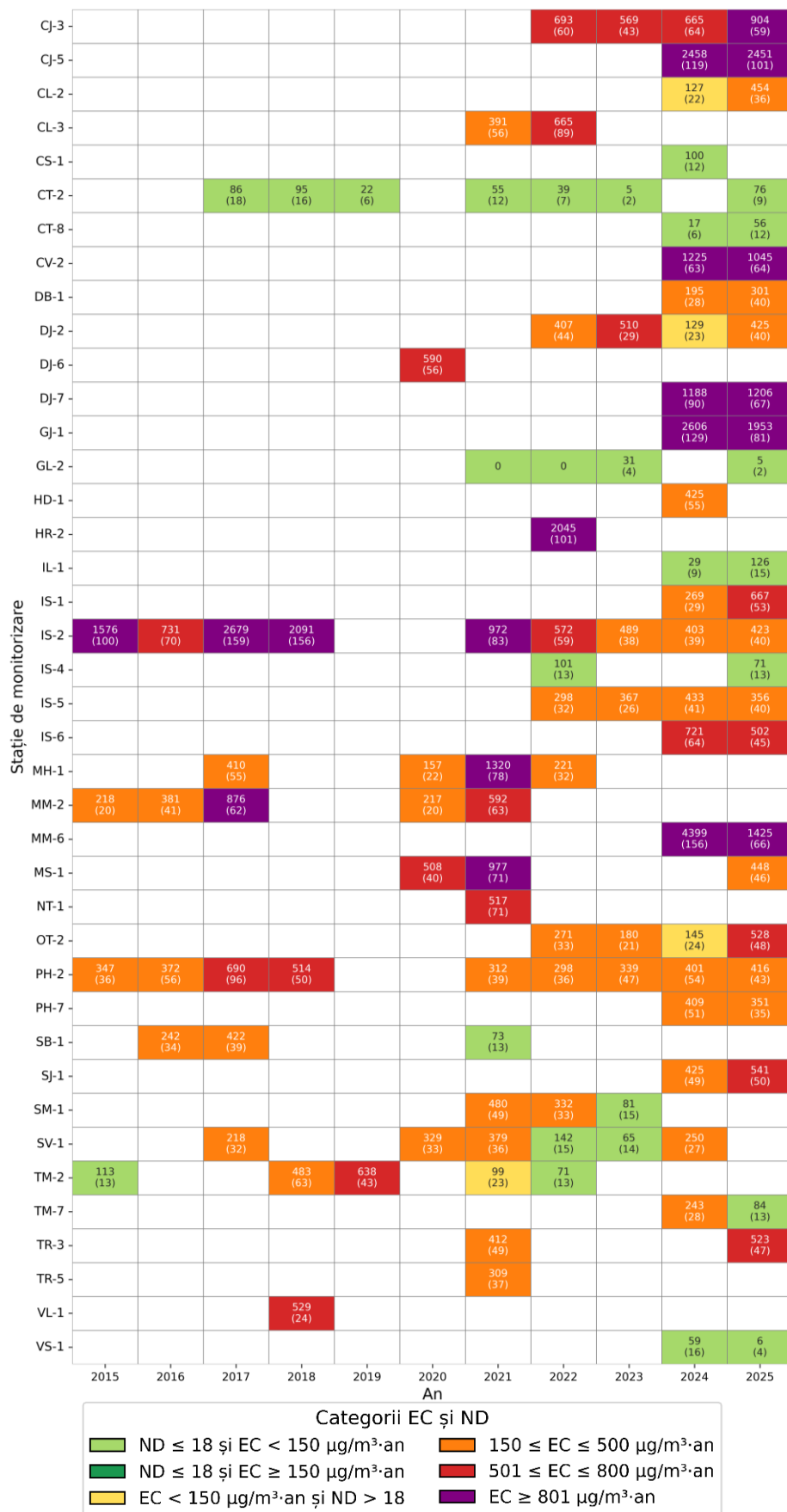


Fig. 4. 24. Excesul anual de concentrație $PM_{2,5}$ la stații din cadrul RNMCA, 2015-2025
(praguri EC conform cu punctul 3.4.1) - partea 2

Compararea evoluției *EC* pentru PM_{10} și $PM_{2,5}$ arată că, pentru multe stații, se observă o scădere treptată a intensității depășirilor la PM_{10} după 2019-2020, în timp ce *EC* pentru $PM_{2,5}$ rămâne *Ridicat* sau *Foarte Ridicat* în mai multe locații. Acest lucru sugerează că măsurile implementate până în prezent au fost mai eficiente în reducerea contribuțiilor de tip praf grosier, dar mai puțin eficiente în limitarea surselor de particule fine asociate arderilor (încălzire rezidențială, surse industriale, trafic diesel).

În timp, multe stații au trecut de la valori ridicate la valori moderate sau scăzute, însă unele au avut evoluții oscilante. Aceste variații arată că îmbunătățirile nu sunt întotdeauna stabile și pot fi influențate de condițiile meteorologice și modificările emisiilor locale.

În funcție de evoluția *EC*, zonele pot fi împărțite în: zone cu episoade persistente de poluare, care necesită măsuri structurale, zone cu succes parțial, unde PM_{10} s-a redus, dar $PM_{2,5}$ rămâne ridicat, zone stabilizate, cu valori scăzute pentru ambii poluanți, zone oscilante, în care nivelurile de poluare variază de la un an la altul.

În concluzie, indicatorul *EC* permite identificarea mai clară a zonelor cu risc ridicat și contribuie la prioritizarea măsurilor de reducere a poluării, în special în cazul surselor de particule fine.

4.6.2. Indicele episodului de poluare (*EI*) la stațiile de calitate aerului din România

Indicatorul *EI* extinde analiza bazată pe *EC* de la nivel anual la nivel de episod de poluare (punctul 3.4.2).

Analiza episoadelor de poluare cu PM_{10} din perioada 2015-2025 evidențiază existența unor episoade de intensitate foarte mare, încadrate în categoriile *Extrem de ridicat* și *Foarte ridicat*. Cele mai intense episoade au fost înregistrate în perioada 2015-2018, în timp ce după 2020 amplitudinea maximă a episoadelor extreme a fost, în general, mai redusă, dar acestea au continuat să apară, confirmând persistența riscului de poluare episodică.

Episoadele *Foarte ridicat* sunt cele mai numeroase și apar repetitiv la stații precum BV-2, BV-6, HR-2, CV-2, IS-6, precum și la mai multe stații din București. Durata predominantă de 2-3 zile și distribuția lor spațială extinsă indică un caracter recurent al episoadelor de poluare pe termen scurt. Episoadele *Ridicat*, deși mai puțin numeroase, indică la rândul lor situații de depășire a pragului de alertă și contribuie la caracterizarea riscului episodic.

Din punct de vedere temporal, episoadele sunt concentrate în special în sezonul rece, cu o frecvență ridicată în lunile ianuarie, februarie, noiembrie și decembrie. Această distribuție este compatibilă cu influența încălzirii rezidențiale, a arderilor și a condițiilor meteorologice nefavorabile dispersiei. Totuși, apar și episoade în sezonul cald, ceea ce indică implicarea unor surse suplimentare, precum traficul, resuspensia prafului, activitățile industriale, lucrările de construcții sau transportul regional de particule.

Spațial, repetitivitatea episoadelor la anumite stații, în special BV-6, HR-2, CV-2 și IS-6, sugerează existența unor combinații recurente între surse locale, caracteristicile urbane și condițiile de dispersie atmosferică. Apariția simultană a unor episoade la stații din orașe diferite, precum în 25-26 februarie 2025, indică și posibilitatea unor factori atmosferici regionali comuni, nu doar a unor surse locale (Fig. 4. 25).

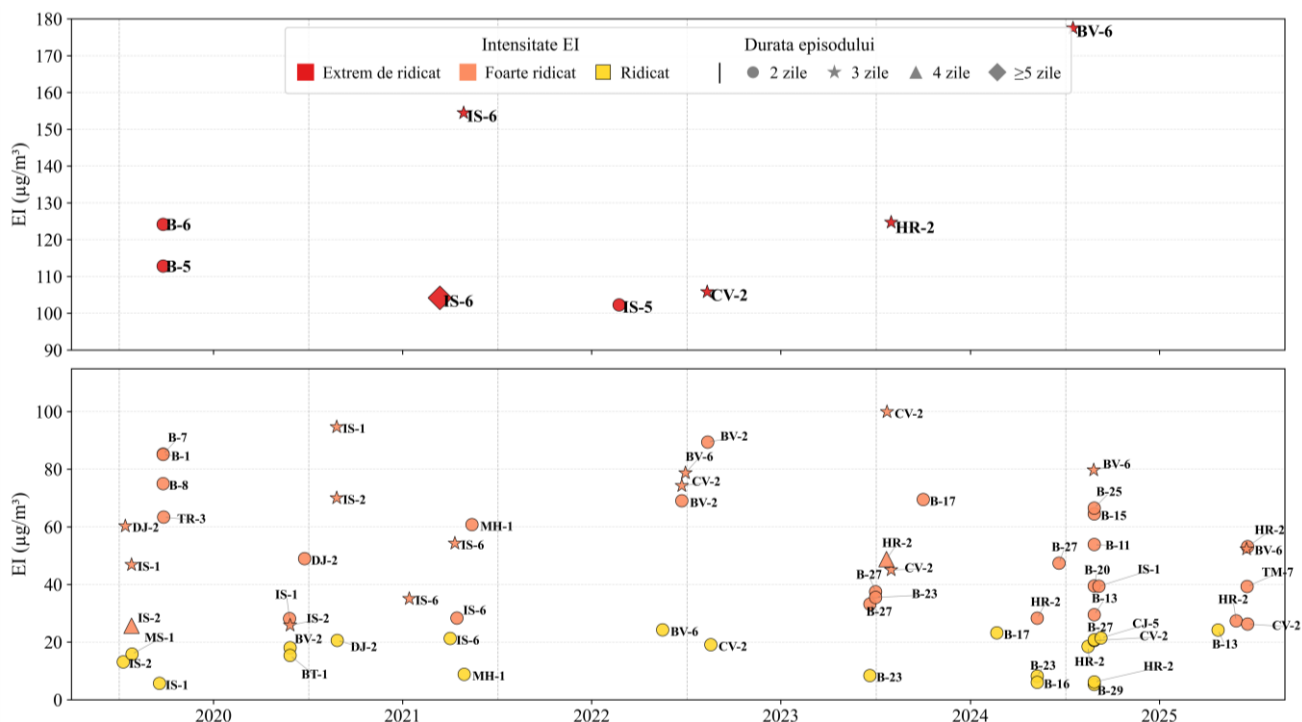


Fig. 4. 25. Episoade de poluare cu PM_{10} caracterizate prin indicatorul EI, 2020-2025

Rezultatele indică o reducere a amplitudinii episoadelor extreme după 2020, dar nu și dispariția acestora. Persistența episoadelor *Foarte ridicat* și *Extrem de ridicat*, concentrarea lor în sezonul rece și repetitivitatea spațială confirmă relevanța evaluării episoadelor de scurtă durată pentru caracterizarea riscului asociat PM_{10} .

Analiza episoadelor de $PM_{2.5}$ a identificat un număr semnificativ mai mare de evenimente cu nivel extrem de ridicat decât în cazul PM_{10} , cele mai pronunțate episoade având loc în timpul sezonului rece. Cea mai gravă situație a fost înregistrată la stația MM-6 (Maramureș), unde un episod de 14 zile din decembrie 2024 a atins un nivel extrem de ridicat (EI) de 596,43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Alte episoade semnificative au fost înregistrate la stațiile din centrul României (BV-2, BV-6, CV-2, HR-2), precum și la GJ-1, AR-2, IS-2 și la mai multe stații din București.

Episoadele cu nivel foarte ridicat au fost considerabil mai frecvente și s-au produs pe o arie geografică extinsă, cele mai mari frecvențe fiind înregistrate la IS-2, GJ-1, MM-6, BV-2 și BV-6. Aceste episoade recurente, care durează în general câteva zile și apar predominant în timpul iernii, indică un model regional de acumulare a $PM_{2.5}$, mai degrabă decât evenimente locale izolate. În București, concentrația episoadelor extreme din iernile recente sugerează influența combinată a condițiilor nefavorabile de dispersie atmosferică și a surselor de emisii urbane, în special încălzirea locuințelor și traficul rutier.

Rezultatele indică un model sezonier răspândit de poluare severă cu $PM_{2.5}$ în mai multe zone urbane din România. Numărul crescând de episoade observat în perioada 2023-2025 ar trebui, totuși, interpretat cu prudență, deoarece este influențat parțial de o acoperire îmbunătățită a datelor și de o monitorizare mai continuă. Episoadele recurente de nivel ridicat, foarte ridicat și extrem de ridicat evidențiază necesitatea atât a unor măsuri de reducere a emisiilor pe termen lung, cât și a unor măsuri pe termen scurt pentru a face față acestor episoade (Fig. 4. 26).

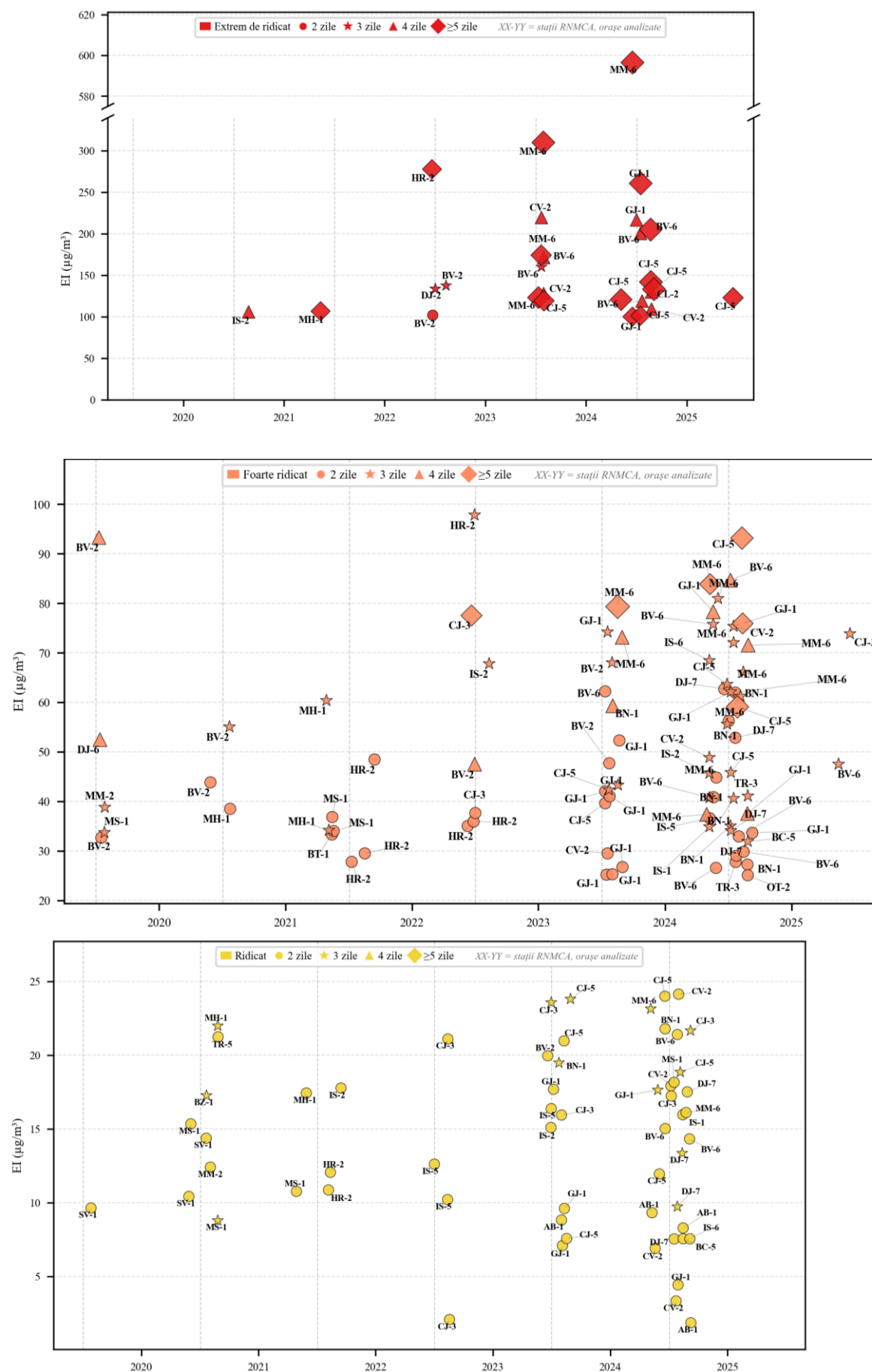


Fig. 4. 26. Episoade de poluare cu $PM_{2,5}$ caracterizate prin indicatorul EI în stații naționale (fără stațiile din București) 2020-2025

4.6.3. Indicele toxic (TLI) la stațiile de calitate aerului din România

TLI este definit ca indicator zilnic, calculat ca produs între excesul concentrației zilnice $PM_{2,5}$ peste VL zilnică de $25 \mu g/m^3$ și raportul $PM_{2,5}/PM_{10}$, astfel încât să surprindă simultan intensitatea depășirii și o estimare indirectă a potențialului toxicologic asociat particulelor fine (punctul 3.4.3).

Distribuția numărului de zile pe categoriile *TLI* în anul 2025, arată că cele mai multe episoade cu *TLI Moderat-Foarte ridicat* se înregistrează în stațiile urbane și de trafic din marile aglomerări, în special în București și Cluj. Stația urbană CJ-5 înregistrează 87 de zile cu $TLI \geq 5$, urmată de mai multe stații din București (B-27, BV-6, B-15, B-17, B-11, B-25, B-16 etc.), fiecare cu 50-60 de zile în categoriile *Moderat*, *Ridicat* sau *Foarte ridicat*, ceea ce indică un nivel ridicat de episoade repetate cu fracție fină potențial toxicologică. În schimb, stațiile rurale și suburbane au, în general, mai puține astfel de episoade: IS-6 (rural) are 27 de zile cu $TLI \geq 5$, B-8 (rural) doar 7 zile, iar B-7 și IS-4 (suburban/rural) câte 5 zile, ceea ce indică o frecvență mai redusă a episoadelor cu *TLI Ridicat*.

Câteva stații urbane și de trafic (București, Cluj), ating maxime *TLI* de peste $80-95 \mu g/m^3$, în timp ce la stațiile rurale și suburbane maximele rămân în general sub $40 \mu g/m^3$. Dintre stațiile urbane cu valori ridicate ale *TLI* se remarcă și stația de fond urban DJ-7, cu 47 de zile încadrate în clasele *Moderat-Foarte ridicat*, valoare comparabilă cu cea a unor stații urbane și de trafic din București. Această frecvență ridicată a episoadelor cu $TLI \geq 5$ sugerează că, pe lângă marile aglomerări, există și centre urbane mai mici în care fracția fină contribuie semnificativ la încărcarea toxicologică a aerului ambiant.

De asemenea, analiza datelor indică că valorile ridicate ale *TLI* coincid, în general, cu episoadele identificate prin *EI*, ceea ce arată că perioadele cu durată și intensitate mai mare tind să asocieze și cu un potențial toxicologic sporit, sugestiv este episodul din 25-26 februarie 2025 din București.

Episoadele încadrate în categoriile *Moderat-Foarte ridicat* se înregistrează în lunile reci (februarie, București), ceea ce indică, încă o dată, o contribuție importantă a încălzirii rezidențiale, traficului și a condițiilor meteorologice defavorabile dispersiei poluanților atmosferici.

Rezultatele sugerează că măsurile de management al calității aerului nu ar trebui fundamentate exclusiv pe medii urbane sau regionale, ci pe identificarea punctuală a stațiilor care înregistrează în mod repetat valori *TLI* ridicate. Repetarea unor episoade semnificative la stații precum CJ-5, B-27, BV-6 sau B-15, B-17 indică necesitatea unor investigații suplimentare privind sursele locale de emisii, condițiile de dispersie și particularitățile de utilizare a terenului din proximitatea acestor amplasamente, etc.

Rezultatele capitolului confirmă că indicatorii *EC*, *EI* și *TLI*, aplicați la nivelul rețelei naționale de monitorizare, identifică stațiile cu risc ridicat și structurile spațiale ale poluării cu particule în suspensie, constituind un instrument complementar pentru fundamentarea măsurilor de management al calității aerului în raport cu cerințele Directivei (UE) 2024/2881.

Concluzii

Cercetarea realizată subliniază caracterul complex al poluării atmosferice cu particule în suspensie PM_{10} și $PM_{2,5}$ în zona de nord-est a României și evidențiază necesitatea unei abordări integrate a variațiilor spațiale și temporale, a surselor de emisii, a condițiilor meteorologice și a cerințelor actuale și viitoare privind calitatea aerului.

Analiza concentrațiilor de PM_{10} și $PM_{2,5}$ în perioada 2017–2024, în stațiile de monitorizare din municipiile Suceava, Iași și Botoșani, a evidențiat o variabilitate importantă în timp și spațiu. Cele mai ridicate concentrații au fost înregistrate predominant în sezonul rece, în condiții favorabile acumulării poluanților, iar ciclurile diurne au prezentat, în general, un caracter bimodal, cu maxime în perioadele de dimineață și seară. Rezultatele testelor Mann-Kendall și ale pantei Sen au indicat tendințe descrescătoare semnificative pentru anumite stații și perioade, în timp ce în alte cazuri variațiile au indicat în principal fluctuații interanuale.

Analiza relațiilor dintre PM_{10} , $PM_{2,5}$ și poluanții gazeși a evidențiat corelații mai puternice în sezonul rece între particule și NO_2 , CO și benzen, indicând contribuția importantă a proceselor de ardere, în special a traficului rutier și a încălzirii rezidențiale. În sezonul cald, corelațiile mai reduse dintre particulele în suspensie și poluanții gazeși asociați proceselor de combustie sugerează o contribuție relativ mai importantă a proceselor de transformare atmosferică și a resuspensiei particulelor. Rezultatele modelelor de regresie confirmă rolul combinat al surselor de emisii și al condițiilor meteorologice în determinarea nivelurilor de PM.

Analiza raportului $PM_{2,5}/PM_{10}$ a evidențiat diferențe spațiale și sezoniere ale structurii particulelor. Valorile ridicate din sezonul rece, în special în Suceava, au indicat importanța surselor antropice, inclusiv a încălzirii rezidențiale și a arderii biomasei, în timp ce în sezonul cald a crescut contribuția relativă a particulelor grosiere provenite din procese naturale și de resuspensie. Acest indicator s-a dovedit util pentru caracterizarea suplimentară a tipului de poluare și a variației contribuției fracției fine la masa totală de particule.

Evaluarea estimărilor satelitare și a modelelor CAMS în raport cu măsurătorile in situ din municipiul Iași a arătat că modelele CHIMERE și Ensemble reproduc variabilitatea sezonieră și tendințele generale ale concentrațiilor, dar tind să subestimeze valorile observate. Rezultatele au demonstrat performanțe diferite în funcție de fracția de particule analizată, ceea ce susține utilizarea complementară a modelelor și a datelor provenite din rețeaua națională de monitorizare a calității aerului.

Analiza concentrațiilor de PM_{10} și $PM_{2,5}$ în raport cu valorile limită în vigoare pentru protecția sănătății populației indică respectarea acestora în ultimii ani. Cu toate acestea, raportarea aceluiași concentrații la cerințele mai stricte stabilite prin Directiva (UE) 2024/2881, aplicabile începând cu 1 ianuarie 2030, evidențiază existența unor provocări suplimentare în atingerea obiectivelor de calitate a aerului. În acest context, respectarea viitoarelor valori limită va necesita reducerea suplimentară a emisiilor de particule și a precursorilor acestora, prin măsuri integrate care să vizeze atât sursele locale, cât și contribuțiile regionale.

O contribuție originală a cercetării o reprezintă definirea, fundamentarea și aplicarea a trei indicatori suplimentari pentru caracterizarea expunerii la particule: Excesul de concentrație (EC),

Indicele episodului de poluare (*EI*) și Indicele toxic (*TLI*). Aceștia completează indicatorii standard de conformare prin furnizarea unor informații privind magnitudinea depășirilor, intensitatea episoadelor de poluare și ponderea fracției fine $PM_{2,5}$ în masa totală de PM_{10} .

Aplicarea indicatorilor la nivel local și extinderea ulterioară la nivelul întregii rețele naționale de monitorizare au demonstrat utilitatea acestora pentru identificarea zonelor și stațiilor caracterizate prin expunere prelungită, episoade intense de poluare sau un potențial risc crescut asociat unei ponderi ridicate a $PM_{2,5}$. Rezultatele confirmă faptul că evaluarea poluării nu poate fi caracterizată complet exclusiv prin numărul de depășiri ale valorilor limită, fiind necesară considerarea simultană a magnitudinii, duratei și structurii fracțiilor de particule.

Cercetarea demonstrează că integrarea analizei concentrațiilor măsurate și a tendințelor acestora cu informațiile privind sursele de emisii, condițiile meteorologice, structura fracțiilor de particule și indicatorii *EC*, *EI* și *TLI* oferă un cadru complex pentru evaluarea expunerii la particule în suspensie. Indicatorii propuși pot constitui instrumente complementare pentru managementul calității aerului și pentru fundamentarea unor măsuri adaptate specificului local, în perspectiva cerințelor stabilite prin Directiva (UE) 2024/2881.

Rezultatele evidențiază necesitatea reducerii emisiilor asociate în special încălzirii rezidențiale și traficului rutier, precum și a implementării unor măsuri specifice pentru gestionarea perioadelor caracterizate prin concentrații ridicate de particule în suspensie.

Bibliografie

- Abbey, D. E., Euler, G. L., Moore, J. K., Petersen, F., Hodgkin, J. E., & Magie, A. R. (1989). Applications of a method for setting air quality standards based on epidemiological data. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 39(4), 437-445. <https://doi.org/10.1080/08940630.1989.10466542>
- Ai, S., Qian, Z. M., Guo, Y., Yang, Y., Rolling, C. A., Liu, E., Wu, F., & Lin, H. (2019). Long-term exposure to ambient fine particles associated with asthma: A cross-sectional study among older adults in six low- and middle-income countries. *Environmental Research*, 168, 141-145. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.09.028>
- Beauchamp, M., Malherbe, L., & Fouquet, C. De. (2015). A pragmatic approach to estimate the number of days in exceedance of PM₁₀ limit value. *Atmospheric Environment*, 111, 79-93. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.03.062>
- Belis, C. A., Karagulian, F., Larsen, B. R., & Hopke, P. K. (2013). Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe. *Atmospheric Environment*, 69, 94-108. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.009>
- Bodor, K., Szép, R., and Bodor, Z. (2022). The human health risk assessment of particulate air pollution (PM_{2,5} and PM₁₀) in Romania. *Toxicology Reports*, 9, 556-562. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.03.022>
- Bodor, Z., Bodor, K., Keresztesi, Á., Szép, R. (2020). 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 <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09838-2>
- Bosch, S., Bosch, A. S., Zong, L., Yang, Y., Cohen, J. B., & Lolli, S. (2025). Forecasting particulate matter concentration in Shanghai using a small - scale long - term dataset. *Environmental Sciences Europe*. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01068-y>
- Buchard, V., da Silva, A. M., Randles, C. A., Colarco, P., Ferrare, R., Hair, J., Hostetler, C., Tackett, J., & Winker, D. (2016). Evaluation of the surface PM_{2,5} in Version 1 of the NASA MERRA Aerosol Reanalysis over the United States. *Atmospheric Environment*, 125, 100-111. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.004>
- Burnett, R. T., Arden Pope, C., Ezzati, M., Olives, C., Lim, S. S., Mehta, S., Shin, H. H., Singh, G., Hubbell, ... Cohen, A. (2014). An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environmental Health Perspectives*, 122(4), 397-403. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307049>
- Carslaw, K. S., Boucher, O., Spracklen, D. V., Mann, G. W., L. Rae, J. G., Woodward, S., & Kulmala, M. (2010). A review of natural aerosol interactions and feedbacks within the Earth system. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(4), 1701-1737. <https://doi.org/10.5194/acp-10-1701-2010>
- Cheng, J., Tong, S., Su, H., & Xu, Z. (2021). Hourly air pollution exposure and emergency department visit for acute myocardial infarction: Vulnerable populations and susceptible time window. *Environmental Pollution*, 288. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117806>
- Cholakian, A., Colette, A., Coll, I., Ciarelli, G., Beekmann, M., Atmosphériques, S., and Cnrs, U.M.R. (2019). Future climatic drivers and their effect on PM 10 components in Europe and the Mediterranean Sea. 4459-4484. <https://doi.org/10.5194/acp-19-4459-2019>
- Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. (2011). *Review of the UK air quality index*. Department for Environment, Food and Rural Affairs. https://assets.publishing.service.gov.uk/media/5a749a66e5274a44083b8003/COMEAP_review_of_the_uk_air_quality_index.pdf
- Costa, S., Ferreira, J., Silveira, C., Costa, C., Lopes, D., Relvas, H., ... Paulo Teixeira, J. (2014). Integrating Health on Air Quality Assessment-Review Report on Health Risks of Two Major European Outdoor Air Pollutants: PM and NO₂. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 17(6), 307-340. <https://doi.org/10.1080/10937404.2014.946164>

- Czarnecka, M. and Nidzgorska-Lencewicz, J. (2017). The impact of thermal inversion on the variability of PM₁₀ concentration in winter seasons in Tricity. *Environ. Prot. Eng.*, 44, 157-172. <https://doi.org/10.5277/epe170213>
- Delfino, R. J., Brummel, S., Wu, J., Stern, H., Ostro, B., Lipsett, M., Winer, A., Street, D. H., Zhang, L., Tjoa, T., & Gillen, D. L. (2009). The relationship of respiratory and cardiovascular hospital admissions to the southern California wildfires of 2003. *Occupational and Environmental Medicine*, 66(3), 189-197. <https://doi.org/10.1136/oem.2008.041376>
- Dettoni, M., Deiana, G., Balletto, G., Borruso, G., Murgante, B., Arghittu, A., Azara, A., & Castiglia, P. (2021). Air pollutants and risk of death due to COVID-19 in Italy. *Environmental Research*, 192. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110459>
- Diao, M., Holloway, T., Choi, S., Al-, M. Z., Donkelaar, A. Van, Martin, R. V., Jin, X., Fiore, A. M., Henze, D. K., Lacey, F., Kinney, P. L., Freedman, Jose, S., ... Hall, A. (2020). Methods, availability, and applications of PM_{2,5} exposure estimates derived from ground measurements, satellite, and atmospheric models. *J Air Waste Manag Assoc.* <https://doi.org/10.1080/10962247.2019.1668498.Methods>
- Directiva 2008/50/CE a Parlamentului European și a Consiliului din 21 mai 2008 privind calitatea aerului înconjurător și un aer mai curat pentru Europa. (2008). *Jurnalul Oficial al Uniunii Europene*, L 152.
- Directiva (UE) 2024/2881 a Parlamentului European și a Consiliului din 23 octombrie 2024 privind calitatea aerului înconjurător și un aer mai curat pentru Europa. (2024). *Jurnalul Oficial al Uniunii Europene*, L 2024/2881.
- Doreswamy, Harishkumar, K. S., Km, Y., & Gad, I. (2020). Forecasting Air Pollution Particulate Matter (PM_{2,5}) Using Machine Learning Regression Models. *Procedia Computer Science*, 171, 2057-2066. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2020.04.221>
- Drăgoi, L., Breabăn, I.-G., & Cazacu, M.-M.** (2023). 2017-2020 trends of particulate matter PM₁₀ concentrations in the cities of Suceava and Botoșani. *Present Environment and Sustainable Development*, 17(1), 335-349. <https://doi.org/10.47743/pesd2023171023>
- Drăgoi, L., Cazacu, M.-M., & Breabăn, I.-G.** (2025a). Analysis of the PM_{2,5}/PM₁₀ Ratio in Three Urban Areas of Northeastern Romania. *Atmosphere*, 16(6), 720. <https://doi.org/10.3390/atmos16060720>
- Drăgoi, L., Cazacu, M.-M., & Breabăn, I.-G.** (2025b). Evaluation of Scenarios for the Application of the Future PM_{2,5} and PM₁₀ Standards: A Case Study of Three Urban Areas in Romania and Implications for Public Policies. *Environments*, 12(10), 373. <https://doi.org/10.3390/environments12100373>
- Drăgoi (Oniu), L., Cazacu, M.-M., Breabăn, I.-G.** (2026a). Mann-Kendall Trends and Air Quality Assessment of PM₁₀ and PM_{2,5} in Three Urban Areas of Northeast Romania, 2017-2024. *Georeview*, <https://georeview.usv.ro/article-14-vol-36-1-2026/>
- Drăgoi, L., Ichim, P., & Cazacu, M.-M.** (2026b). Comparative evaluation of CHIMERE and ENSEMBLE model estimates versus in-situ measurements of particulate matter in the Iasi urban area, Romania. *Present Environment and Sustainable Development*, 20(1), 1. <https://doi.org/10.47743/pesd2026201023>
- European Environment Agency. (2019). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019: Technical guidance to prepare national emission inventories*. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/emep-eea-guidebook-2019> (Accesat la data de 24 martie 2025)
- European Environment Agency. (2020). *The European environment — state and outlook 2020*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/soer-2020> (accesat în data de 1 noiembrie 2024)
- European Environment Agency. (2023). *Europe's air quality status 2023* (EEA Briefing 05/2023). Publications Office of the European Union. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/europes-air-quality-status-2023> (accesat în data de 1 noiembrie 2024)
- European Environment Agency. (2025). *Air pollution country fact sheets 2025 - Romania*

- [Country fact sheet]. <https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/air-pollution/air-pollution-country-fact-sheets-2025/quick-country-facts>. (accesat în data de 12 decembrie 2025)
- Fan H, Zhao C, Yang Y and Yang X (2021) Spatio-Temporal Variations of the PM_{2.5}/PM₁₀ Ratios and Its Application to Air Pollution Type Classification in China. *Front. Environ. Sci.* 9:692440. doi: [10.3389/fenvs.2021.692440](https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.692440)
- Ferenczi, Z., Imre, K., Lakatos, M., Molnár, Á., Bozó, L., Homolya, E., Gelencsér, A. (2021). Long-term Characterization of Urban PM₁₀ in Hungary. *Aerosol Air Qual. Res.* 21, 210048. <https://doi.org/10.4209/aaqr.210048>
- Ganguly, R., Sharma, D., & Kumar, P. (2019). Trend analysis of observational PM₁₀ concentrations in Shimla city, India. *Sustainable Cities and Society*, 51(July), 101719. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101719>
- Girotti, C., Kowalski, L. F., Silva, T., Correia, E., Prata Shimomura, A. R., Kurokawa, F. A., & Lopes, A. (2025). Air pollution dynamics: The role of meteorological factors in PM₁₀ concentration patterns across urban areas. *City and Environment Interactions*, 25, 100184. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2024.100184>
- González Ortiz, A., Gsell, A., Guerreiro, C., Soares, J., & Horálek, J. (2021). Health Risk Assessment of air pollution. *Eionet Report - ETC/ATNI 2021/10, November*, 1-40.
- Grange, S. K., Carslaw, D. C., Lewis, A. C., Boleti, E., & Hueglin, C. (2018). Random forest meteorological normalisation models for Swiss PM₁₀ trend analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(9), 6223-6239. <https://doi.org/10.5194/acp-18-6223-2018>
- Gualtieri, G., Toscano, P., Crisci, A., Di Lonardo, S., Tartaglia, M., Vagnoli, C., Zaldei, A., & Gioli, B. (2015). Influence of road traffic, residential heating and meteorological conditions on PM₁₀ concentrations during air pollution critical episodes. *Environmental science and pollution research international*, 22(23), 19027-19038. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5099-x>
- Harrison, R. M., Deacon, A. R., Jones, M. R., & Appleby, R. S. (1997). Sources and processes affecting concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter in Birmingham (U.K.). *Atmospheric Environment*, 31(24), 4103-4117. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00296-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00296-3)
- Hopke, P. K., Dai, Q., Li, L., & Feng, Y. (2020). Global review of recent source apportionments for airborne particulate matter. *Science of the Total Environment*, 740, 140091. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140091>
- Hu, K., Liao, H., Liu, D., Jin, J., Chen, L., Li, S., Wu, Y., Wu, C., Zhao, S., Jiang, X., Tian, P., Bi, K., Wang, Y., & Zhao, D. (2025). A novel method for quantifying the contribution of regional transport to PM_{2.5} in Beijing (2013-2020): combining machine learning with concentration-weighted trajectory analysis. *Geoscientific Model Development*, 18(12), 3623-3634. <https://doi.org/10.5194/gmd-18-3623-2025>
- Jiang, L., Chen, H., & Liu, Y. (2026). Public acceptance of policy interventions to control transport air pollution considering nanoparticles - A study in the UK. *European Transport Studies*, 3(February), 100058. <https://doi.org/10.1016/j.ets.2026.100058>
- Jimenez, J. L., Canagaratna, M. R., Donahue, N. M., Prevot, A. S. H., Zhang, Q., Kroll, J. H., De Carlo, P. F., Allan, J. D., Coe, H., Ng, N. L., Aiken, A. C., Docherty, K. S., Ulbrich, I. M., Grieshop, A. P., Robinson, A. L., Duplissy, J., Smith, J. D., Wilson, K. R., Lanz, V. A., ... Worsnop, D. R. (2009). Evolution of organic aerosols in the atmosphere. *Science*, 326(5959), 1525-1529. <https://doi.org/10.1126/science.1180353>
- Ke, L., Zhang, Y., Fu, Y., Shen, X., Zhang, Y., Ma, X., & Di, Q. (2022). Short-term PM_{2.5} exposure and cognitive function: Association and neurophysiological mechanisms. *Environment International*, 170. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107593>
- Kendrick, C. M., Koonce, P., & George, L. A. (2015). Diurnal and seasonal variations of NO, NO₂ and PM_{2.5} mass as a function of traffic volumes alongside an urban arterial. *Atmospheric Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.09.019>
- Larger, Y., & Staquet, C. (2016). Persistent inversion dynamics and wintertime PM₁₀ air pollution in Alpine valleys. *Atmospheric Environment*, 135, 92-108.

- Li, R., Gong, J., Chen, L., & Wang, Z. (2015). Estimating ground-level PM_{2.5} using fine-resolution satellite data in the megacity of Beijing, China. *Aerosol and Air Quality Research*, 15(4), 1347-1356. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.01.0009>
- Li, Z., & Yang, X. (2020). *Ratio of PM 2.5 to PM 10 Mass Concentrations in Beijing and Relationships with Pollution from the North China Plain. Xia 2014*.
- Liu, C., Chen, R., Sera, F., Vicedo-Cabrera, A. M., Guo, Y., Tong, S., Coelho, M. S. Z. S., Saldiva, P. H. N., Lavigne, E., Matus, P., Valdes Ortega, N., Osorio Garcia, S., ... Kan, H. (2019). Ambient Particulate Air Pollution and Daily Mortality in 652 Cities. *New England Journal of Medicine*, 381(8), 705-715. <https://doi.org/10.1056/nejmoa1817364>
- Liu, P., Ye, C., Xue, C., Zhang, C., Mu, Y., & Sun, X. (2020). Formation mechanisms of atmospheric nitrate and sulfate during the winter haze pollution periods in Beijing: Gas-phase, heterogeneous and aqueous-phase chemistry. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(7), 4153-4165. <https://doi.org/10.5194/acp-20-4153-2020>
- Loganathan, A., Sumithra, P., & Deneshkumar, V. (2022). Estimation of Air Quality Index Using Multiple Linear Regression. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 10(12), 717-722. <https://doi.org/10.12691/aees-10-12-3>
- Mahesh, B., & Sivakumar, V. (2025). Journal of African Earth Sciences Variability and trends of PM 10 at different locations of North and North-East of South Africa : A decadal data analysis. *Journal of African Earth Sciences*, 232(July 2023), 105787. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2025.105787>
- Manevska, E., Dimitrovska, O., Radevski, I., & Gorin, S. (2025). Meteorological Parameters versus PM 10 : Statistical Analysis of the City of Skopje , Republic of North Macedonia Using Multiple Linear Regression. *Pol. J. Environ. Stud. Vol.*, XX(X), 1-12. <https://doi.org/10.15244/pjoes/204196>
- Marelli, L. (2007). Contribution of natural sources to air pollution levels in the EU - a technical basis for the development of guidance for the Member States Luisa Marelli Institute for Environment and Sustainability. *European Commission, Joint Research Centre*. <http://bookshop.europa.eu/en/contribution-of-natural-sources-to-air-pollution-levels-in-the-eu-pbLBNA22779/>
- Mecca, D., Boanini, C., Vaccaro, V., Gallione, D., Mastromatteo, N., & Clerico, M. (2024). Spatial variation, temporal evolution, and source direction apportionment of PM₁, PM_{2.5}, and PM₁₀: 3-year assessment in Turin (Po Valley). *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(12), 1-23. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13446-9>
- Miller, M. R. (2022). The cardiovascular effects of air pollution: Prevention and reversal by pharmacological agents. *In Pharmacology and Therapeutics* (Vol. 232). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/j.pharmthera.2021.107996>
- Mohebbichamkhorami, M., Arbabi, M., Mirzaei, M., Ahmadi, A., Hassanvand, M. S., & Rouhi, H. (2020). Ambient air particulate matter (PM₁₀) satellite monitoring and respiratory health effects assessment. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18(2), 1247-1258. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00542-4>
- Ostro, B. (2004). *Outdoor air pollution: Assessing the environmental burden of disease at national and local levels* (Environmental Burden of Disease Series, No. 5). World Health Organization
- Oudin, A., Flanagan, E., & Forsberg, B. (2024). Projected health benefits of air pollution reductions in a Swedish population. *Scandinavian Journal of Public Health*, June 2023, 56-63. <https://doi.org/10.1177/14034948241264099>
- Pala, D., Casella, V., Larizza, C., Malovini, A., & Bellazzi, R. (2022). Impact of COVID-19 lockdown on PM concentrations in an Italian Northern City: A year-by-year assessment. *PLoS ONE*, 17(3 March). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0263265>
- Park, J., Kim, H. J., Lee, C. H., Lee, C. H., & Lee, H. W. (2021). Impact of long-term exposure to ambient air pollution on the incidence of chronic obstructive pulmonary disease: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Research*, 194. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110703>

- Park, M., Joo, H. S., Lee, K., Jang, M., Kim, S. D., Kim, I., Borlaza, L. J. S., Lim, H., Shin, H., Chung, K. H., Choi, Y. H., Park, S. G., Bae, M. S., Lee, J., Song, H., & Park, K. (2018). Differential toxicities of fine particulate matters from various sources. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35398-0>
- Philip, S., Martin, R. V., Snider, G., Weagle, C. L., Van Donkelaar, A., Brauer, M., Henze, D. K., Klimont, Z., Venkataraman, C., Guttikunda, S. K., & Zhang, Q. (2017). Anthropogenic fugitive, combustion and industrial dust is a significant, underrepresented fine particulate matter source in global atmospheric models. *Environmental Research Letters*, 12(4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa65a4>
- Pini, L., Giordani, J., Gardini, G., Concoreggi, C., Pini, A., Perger, E., Vizzardi, E., Di Bona, D., Cappelli, C., Ciarfaglia, M., & Tantucci, C. (2021). Emergency department admission and hospitalization for COPD exacerbation and particulate matter short-term exposure in Brescia, a highly polluted town in northern Italy. *Respiratory Medicine*, 179. <https://doi.org/10.1016/j.rmed.2021.106334>
- Pražnikar, Z. J., & Pražnikar, J. (2012). The effects of particulate matter air pollution on respiratory health and on the cardiovascular system. *Zdravstveno Varstvo*, 51(3), 190-199. <https://doi.org/10.2478/v10152-012-0022-z>
- Pražnikar, J. (2024). The relationship between climate classes and particulate matters over Europe. *Sci Rep*, 14(28821), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-80365-7>
- Putaud, J., Dingenen, R. Van, Alastuey, A., Bauer, H., Birmili, W., Cyrys, J., Flentje, H., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hansson, H. C., Harrison, R. M., Herrmann, H., Hitenberger, R., Hüglin, C., Jones, A. M., Kasper-giebl, A., Kiss, G., Kousa, A., Kuhlbusch, T. A. J., ... Raes, F. (2010). *A European aerosol phenomenology e 3 : Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural , urban , and kerbside sites across Europe*. 44, 1308-1320. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.12.011>
- Putaud, J., Raes, F., Dingenen, R. Van, Br, E., Facchini, M., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, R., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Mihalopoulos, N., Konrad, M., Spindler, G., Kjetil, T., & Wiedensohler, A. (2004). *A European aerosol phenomenology — 2 : chemical characteristics of particulate matter at kerbside , urban , rural and background sites in Europe b*. 38, 2579-2595. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.01.041>
- Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Ruiz, C. R., Cots, N., Massagué, G., & Puig, O. (2001). PM₁₀ and PM_{2.5} source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment*, 35(36), 6407-6419. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00361-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00361-2)
- Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., Artiñano, B., Hansson, H. C., Harrison, R. M., Buringh, E., Ten Brink, H. M., Lutz, M., Bruckmann, P., Straehl, P., & Schneider, J. (2004). Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities. *Atmospheric Environment*, 38(38), 6547-6555. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.08.037>
- Sannigrahi, S., Kumar, P., Molter, A., Zhang, Q., Basu, B., Basu, A. S., & Pilla, F. (2021). Examining the status of improved air quality in world cities due to COVID-19 led temporary reduction in anthropogenic emissions. *Environmental Research*, 196. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110927>
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change* (3rd ed.). John Wiley & Sons.
- Sen, M., Gowthaman, T., Panda, K. B., & Pradhan, P. (2019). *Statistical trend and forecast modeling of air pollutants in Bhubaneswar*. Gilbert 1987.
- Sfîcă, L., Iordache, I., Ichim, P., Leahu, A., Cazacu, M.-M., Gurlui, S., & Trif, C.-R. (2018). The Influence of Weather Conditions and Local Climate on Particulate Matter (PM₁₀) Concentration in Metropolitan Area of Iasi, Romania. *Present Environment and Sustainable Development*, 12(2), 47-69. <https://doi.org/10.2478/pesd-2018-0029>
- Song, C., Huang, Y., Wang, R., & Yin, D. (2026). Toward equitable air environment: Hourly spatiotemporal hotspot evolution and impact mechanisms of urban PM_{2.5} exposure risk. *Environmental Impact Assessment Review*, 119(January), 108393. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2026.108393>

- Taj, T., Poulsen, A. H., Ketzel, M., Geels, C., Brandt, J., Christensen, J. H., Puett, R., Hvidtfeldt, U. A., Sørensen, M., & Raaschou-Nielsen, O. (2021). Exposure to PM_{2,5} constituents and risk of adult leukemia in Denmark: A population-based case-control study. *Environmental Research*, 196. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110418>
- The European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation (2011). Reporting on natural events in the EU Member States under Directive 2008/50/EC: years 2008-2009.
- Umoh, M. D., Evans, U. F., & Billy, U. A. (2022). Analysis of trends in particulate matter (PM) in Nigeria using Mann-Kendall and Sen's slope estimator statistical tests. *International Journal of Health, Safety and Environment*. <https://archive.org/details/umoh-et-al>
- Volná, V., & Blažek, Z. (2024). Contribution to the study of possible transport of PM₁₀ aerosols in the eastern part of the Czech Republic. *Heliyon*, 10(17). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e36850>
- World Health Organization. (2006). *Air quality guidelines: Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. WHO Regional Office for Europe.
- World Health Organization. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2,5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>
- Zhou, X., Cao, Z., Ma, Y., Wang, L., Wu, R., & Wang, W. (2016). Concentrations, correlations and chemical species of PM_{2,5}/PM₁₀ based on published data in China: Potential implications for the revised particulate standard. *Chemosphere*, 144, 518–526. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.003>