

**MINISTERUL EDUCAȚIEI, CULTURII ȘI CERCETĂRII  
INSTITUTUL DE ECOLOGIE ȘI GEOGRAFIE**

**Țugulea Andrian, Bulimaga Constantin, Mogîldea Vladimir**

# **EVALUAREA IMPACTULUI ECOLOGIC AL EMISIILOR AUTO ASUPRA VEGETAȚIEI DIN ECOSISTEMELE URBANE**



**Chișinău 2020**

**MINISTERUL EDUCAȚIEI, CULTURII ȘI CERCETĂRII  
INSTITUTUL DE ECOLOGIE ȘI GEOGRAFIE**

**ȚUGULEA ANDRIAN, BULIMAGA CONSTANTIN,  
MOGÎLDEA VLADIMIR**

**EVALUAREA IMPACTULUI ECOLOGIC  
AL EMISIILOR AUTO ASUPRA  
VEGETAȚIEI DIN ECOSISTEMELE  
URBANE**

**Chișinău 2020**

CZU: 504.054:656.13(478)

Lucrarea a fost aprobată spre publicare de Consiliul Științific al Institutului de Ecologie și Geografie (Proces verbal nr.5 din 05.10.2020).

**Autori:**

Țugulea Andrian, doctor în biologie  
Bulimaga Constantin, doctor habilitat în biologie, conferențiar cercetător  
Mogîldea Vladimir, doctor în biologie

**Recenzenți:**

Bobeica Valentin, doctor habilitat în chimie, profesor universitar,  
departamentul chimie industrială și ecologică,  
Universitatea de Stat din Moldova  
Bacal Petru, doctor în geografie, conferențiar universitar  
Șef laboratorul Impact ecologic și reglementări de mediu Institutul  
de Ecologie și Geografie

La baza monografiei sunt puse rezultatele investigațiilor științifice efectuate de autori în perioada anilor 2013 -2020, în laboratorul Ecourbanistică al Institutului de Ecologie și Geografie. Include rezultatele studiului evaluării impactului ecologic al emisiilor auto asupra vegetăției din ecosistemele urbane (pe exemplul ecosistemelor urbane: Chișinău, Orhei, Bălți). Este stabilită dinamica numărului unităților de transport în profil administrativ-teritorial, pe arterele de circulație în ecosistemele menționate. A fost demonstrată influența emisiilor auto asupra vegetăției prin modificarea concentrație pigmentilor asimilatori în frunzele arborilor și plantelor decorative, dar și asupra bazinelor acvatice prin amplificarea fenomenului de eutroficare.

Lucrarea dată este destinată specialiștilor din domeniul ecourbanisticii, specialiștilor de la gestionarea spațiilor verzi, cercetătorilor științifici, doctoranzilor, masteranzilor, studenților, etc.

Monografia a fost elaborată în cadrul proiectelor aplicative 11.817.08.05A, 15.817.02.20A și 20.80009.7007.11 realizate de către laboratorul Ecourbanistică, Institutul de Ecologie și Geografie.

**Descrierea CIP a Camerei Naționale a Cărții**

EVALUAREA IMPACTULUI ECOLOGIC AL EMISIILOR AUTO ASUPRA VEGETAȚIEI DIN ECOSISTEMELE URBANE / Țugulea Andrian, Bulimaga Constantin, Mogîldea Vladimir; Institutul de Ecologie și Geografie – Ch.:S.n., 2020. Tipografia „Impressum”. – 126 p.

Bibliogr.: p.126. – 80 ex.  
ISBN: 978-9975-3482-2-5

<https://doi.org/10.53380/9789975348225>

© Țugulea A., Bulimaga C., Mogîldea V., 2020  
© Institutul de Ecologie și Geografie, 2020

## CUPRINS

<b>INTRODUCERE .....</b>	<b>4</b>
<b>I. TRANSPORTUL AUTO CA FACTOR DE POLUARE A AERULUI ATMOSFERIC ȘI IMPACT ASUPRA COMPONENTELOR DE MEDIU .....</b>	<b>7</b>
1.1. Fenomenul de poluare de către transportul auto .....	7
1.2. Reacții de răspuns a plantelor la anumiți poluanți gazoși .....	20
<b>II. DINAMICA NUMĂRULUI UNITĂȚILOR DE TRANSPORT AUTO ÎN ECOSISTEMELE URBANE</b>	<b>39</b>
2.1. Dinamica numărului unităților de transport auto în profil administrativ – teritorial .....	39
2.2. Distribuția numărului unităților de transport pe principalele artere de circulație ale ecosistemelor urbane .....	42
2.3. Estimarea emisiilor auto în baza consumului de combustibili..	47
<b>III. IMPACTUL ECOLOGIC AL EMISIILOR AUTO ASUPRA VEGETAȚIEI DIN ECOSISTEMELE URBANE .....</b>	<b>52</b>
3.1. Analiza spectrului taxonomic al plantelor din ecosistemele cercetate .....	52
3.2. Influența emisiilor auto asupra concentrației pigmentilor asimilatori la unele specii de arbori .....	74
3.3. Acumularea azotului și sulfului în frunze de către unele specii de arbori .....	85
3.4. Modelarea influenței emisiilor auto asupra unor specii de plante vasculare și inferioare .....	93
<b>CONCLUZII ȘI RECOMANDĂRI .....</b>	<b>106</b>
<b>BIBLIOGRAFIE .....</b>	<b>108</b>

## INTRODUCERE

Ecosistemul urban reprezintă o formă de organizare, funcționare, înzestrare și utilizare a unui teritoriu în scopul concentrării, transformării și redistribuirii produselor necesare întreținerii, recreerii și progresului unei populații de pe arii foarte variate ca dimensiuni. Ca tip particular de sistem ecologic, are următoarele trăsături caracteristice: arealul ocupat de oraș se mărește în ritm accelerat, în detrimentul ecosistemelor naturale și/sau spațiului rural tradițional; creșterea demografică în oraș este determinată în principal de imigrațiile masive și mai puțin de sporul natural, influența negativă a orașului se simte puternic și în zonele preurbane (Dediu, 2010). Urbanizarea și concentrarea populației în orașele mari are consecințe majore asupra mediului. Poluarea aerului, alături de poluarea solului și a apelor, este o problemă de scară internațională care nu cunoaște delimitări naționale sau bariere geopolitice (Mansfield ș. a. 1970). Sursele artificiale majore de poluare a atmosferei sunt: industria, transporturile, instalațiile de încălzire și chimizarea agriculturii. Sursele de poluare urbană sunt asociate în general cu procesele de combustie, transport, generare și utilizare a energiei.

Reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră constituie obiectivul Convenției-cadru a Națiunilor Unite asupra schimbărilor climatice (Rio, 1992), ulterior completată de Protocolul de la Kyoto (Kyoto, 1997), acordul mondial de la Copenhaga (2009), acordul de la Paris (2015). Conform acestor acorduri, până în 2050, sectorul transporturilor ar trebui să-și reducă emisiile de CO<sub>2</sub> cu aproximativ 60 % față de nivelul din 1990. Până în 2030, pentru a susține obiectivele cadrului de politici privind schimbările climatice, emisiile de gaze cu efect de seră generate de transporturi vor trebuie reduse cu circa 20 % față de nivelul din 2008.

Conform obiectivelor principale ale Convenției asupra poluării atmosferice transfrontaliere pe distanțe lungi, la care este parte și Republica Moldova din 09 iunie 1995, ar trebui să se depună eforturi

întru elaborarea politicilor și strategiilor pentru diminuarea emisiilor de poluanți atmosferic și protejarea omului și a mediului înconjurător împotriva poluării atmosferice.

Obiectivul Protocolul la Convenția din 1979 privind poluarea atmosferică transfrontalieră pe distanțe lungi pentru a reduce gradul de acidifiere, eutrofizare și nivelul de ozon troposferic este de a combate și de a reduce emisiile de sulf, oxizi de azot, amoniac și compuși organici volatili, care sunt produse de activitățile antropice și care determină, cel mai probabil, efecte adverse asupra sănătății, asupra ecosistemelor naturale, asupra materialelor și culturilor agricole, ca urmare a acidifierii, eutrofizării sau formării ozonului troposferic, datorită transportului atmosferic transfrontalier pe distanțe lungi.

Republica Moldova este încadrată în cadrul programului ICP Forests (International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) ce prevede evaluarea efectelor principalilor factori ce acționează asupra stării de sănătate a pădurilor în special, poluarea atmosferică și modificările climatice, cu două nivele de monitorizare. Nivelul I de supraveghere la scară mare (națională și continentală) a stării pădurilor, bazată pe rețele naționale (2x2 km) și cea europeană (16x16 km), include sondaje permanente, cu o intensitate mai redusă a evaluărilor, înregistrându-se doar vătămarile fiziologice – defolierea și decolorarea frunzișului din coroana arborilor, precum și vătămarile fizice cauzate de diferiți factori. Nivelul II de supraveghere intensivă a stării pădurilor, include evaluarea concentrațiilor agenților fitotoxici ( $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ ,  $NH_3$ ), supravegherea stării de sănătate a pădurilor (boli și dăunători), al nivelului de nutriție al arborilor, a stării solurilor forestiere, a calității depunerilor atmosferice, a parametrilor climatici, evaluarea biodiversității vegetale etc. În acest program este încadrată și țara noastră, prin rețeaua națională și transnațională sistematică (16x16 km) (Brașoveanu, 2014a).

În Republica Moldova, traficul urban este consumatorul principal al energiei și sursa majoră a emisiilor de poluanți în aer și a impactului fizic asupra mediului (Bulimaga, 2010; Țugulea, 2016a). Pe parcursul ultimilor ani, transportul auto este sursa principală de poluare a atmosferei emanând circa 88% din emisiile sumare, în orașele mari această cotă fiind și mai ridicată (Chișinău – 96%, Bălți – 94%) (Begu, 2010; Bulimaga ș.a. 2010; Țapeș, 2006).

Numărul unităților de transport este în continuă creștere. Conform Centrului Resurselor Informaționale de Stat „Registru” în municipiul Chișinău sunt înregistrate 1/3 din numărul total al unităților de transport din republică.

Dintre componenții emisiilor, cei mai toxici sunt gazele acide cum ar fi SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, ș.a. Acestea sunt considerați principalii poluanți în afectarea învelișului foliar al plantelor și sporirea acidității solului (Brașoveanu, 2014b).

Republica Moldova, care se orientează spre integrarea europeană și promovarea includerii cerințelor de mediu în politicile sectoriale trebuie să transpună și să implementeze un set de cerințe privind armonizarea legislației de mediu la prevederile directivelor Uniunii Europene din domeniu. Astfel apare Hotărârea Guvernului RM nr. 301 din 24.04.2014 cu privire la aprobarea Strategiei de mediu pentru anii 2014-2023 și a Planului de acțiuni pentru implementarea acesteia ce prevede integrarea prevederilor de mediu în politica din domeniul transportului vizează protejarea mediului ambiant prin promovarea acțiunilor care vor reduce zgomotul și emisiile de bioxid de carbon, care vor favoriza folosirea combustibililor alternativi și a noilor tehnologii în toate formele de transport.

# I. TRANSPORTUL AUTO CA FACTOR DE POLUARE A AERULUI ATMOSFERIC ȘI IMPACT ASUPRA COMPONENTELOR DE MEDIU

## 1.1. Fenomenul de poluare de către transportul auto

Aerul atmosferic nu este doar o condiție esențială pentru viața de pe Pământ, dar, de asemenea o resursă naturală importantă, consumul căruia este în continuă creștere în întreaga lume (Голицын, 2010; Потапов и др., 1994).

Actualmente, în Republica Moldova transportul auto este una dintre cele mai importante surse de poluare ale aerului atmosferic cu substanțe toxice. Acestea sunt un amestec eterogen de diferite gaze, cu diferite proprietăți chimice și fizice, constând din produse de ardere completă și incompletă, excesul de aer, aerosoli. Dintre acestea sunt: monoxid de carbon, hidrocarburi (etan, metan, etilenă, benzen, acetilena, etc.), benzo (a) piren, aldehide (formaldehidă, acroleină, aldehidă acetică ș.a.), oxizi de azot, oxizi de sulf, funingine și alte substanțe toxice (Горбунов и др., 1998; Денисов и др., 2004; Павлова и др., 2006; Хватов и др., 2007).

Compoziția chimică a emisiilor depinde de tipul de combustibil, tehnologia de producere, metoda de ardere în motor și starea tehnică a vehiculelor. Conform standartelor ГОСТ ale fostei URSS (ГОСТ 17.2.2.03-87 și ГОСТ-21393-75), deja învechite, în timpul arderii a 1000 kg de combustibil în cilindrii motorului cu carburator în funcțiune se eliberează: monoxid de carbon - 26,7 kg; hidrocarburi – 33,2 kg (mai ales benzo(a)piren); oxizi de azot - 26,6 kg; dioxid de sulf – 1,34 kg; plumb – 0,266 kg – în total circa 329,7 kg emisii. Motorul diesel eliberează: monoxid de carbon - 28,4 kg; hidrocarburi – 9,1 kg; oxizi de azot - 40,8 kg; dioxid de sulf - 34,0 kg; negru de fum – 3,4 kg, constituind în total 115,7 kg (Аксенов и др., 1987; Волкодаева, 2010;



Горбунов и др., 1998; Дикарев и др., 1999; Крамаренко и др., 1980; Павлова, 2006; Хватов и др., 2007).

Conform ghidului ЕМЕР/ЕЕА 2013 – de nivelul II care se referă la automobilele EURO 3 – EURO 5, în timpul arderii unei tone de benzină în motoarelor autovehicolelor cu greutatea de până la 3,5 t se emană în atmosferă 84,7 kg CO; 8,7 kg NO<sub>2</sub>; 0,206 kg N<sub>2</sub>O; 0,165kg SO<sub>2</sub>. Același tip de vehicule auto cu motor diesel la arderea unei tone de motorină emană în atmosferă 3,33 kg CO; 12,96 kg NO<sub>x</sub>; 0,4 kg SO<sub>x</sub>. Pentru vehiculele auto cu greutatea mai mare de 3,5 tone cu motoare diesel cantitățile de emisie sunt mai mari, fiind de exemplu pentru CO - 7,58 kg și pentru NO<sub>2</sub> - 33,37 kg.

Abordarea poluării aerului atmosferic, conform Directivei 2008/50/CE a Parlamentului European și a Consiliului Uniunii Europene, din 21 mai 2008 privind calitatea aerului înconjurător și un aer mai curat pentru Europa, presupune o activitate de inventariere a emisiilor. Pentru evaluarea calității aerului înconjurător ar trebui să fie aplicate tehnici de modelare care să permită interpretarea datelor punctuale la nivelul distribuției geografice a concentrației. Aceasta ar putea să constituie baza pentru calcularea expunerii colective a populației din zona respectivă. Pentru a asigura reprezentativitatea și comparabilitatea informației colectate privind poluarea aerului, este important să se utilizeze tehnici standardizate de evaluare inclusiv criterii comune privind numărul și amplasarea stațiilor de măsurare pentru evaluarea calității aerului înconjurător. Pot fi utilizate softuri în locul măsurătorilor și, prin urmare, se impune să fie definite criteriile privind modul de utilizare și precizia necesară a acestor tehnici.

În or. St. Petersburg valoarea totală a emisiilor poluante de transportul auto în atmosferă este de aproximativ 70% din toate modurile de transport, sau aproximativ 40% din poluarea totală a aerului de către activitățile antropice; și pentru poluanții, cum ar fi monoxidul de carbon, această cifră ajunge la 90-95% (Цыплакова, 2014). Orașul

St. Petersburg este unul dintre cele 12 orașe rusești cu emisii provenite de la vehicule mai mari de 100 de mii tone/an și este depășit doar de or. Moscova. Autorul menționează că starea actuală a aerului atmosferic este o amenințare majoră pentru sănătatea populației din Sankt-Petersburg. Cea mai mare contribuție (84%) la poluarea aerului o au sursele mobile. Acest lucru se datorează exploatării vehiculelor cu nivelul poluare peste standardele de toxicitate.

Pentru România, conform Raportului Național privind Starea Mediului - Anul 2012 emisiile totale de dioxid de sulf, corespunzătoare anului 2011, sunt caracterizate de o scădere cu 48,48% față de anul 2005. În sectorul „Transporturi rutiere”, pentru toate categoriile de vehicule, s-a înregistrat o descreștere semnificativă a dioxidului de sulf, de 95,63%, față de anul 2005, datorată scăderii conținutului de sulf din combustibili. Emisiile totale de NO<sub>2</sub> au atins în anul 2011, valoarea de 221,606 kt, față de 309,056 kt cât erau în 2005. Emisiile de NO<sub>2</sub> provin în special din sectoarele „Transport rutier” (36,18%) și „Producția de energie termică și electrică” (25,77%). Emisiile de oxizi de azot calculate pentru anul 2011, care au înregistrat scăderi față de anul 2005, au fost cele din sectoarele „Producție de energie termică și electrică” (40,15%), „Arderi în industria metalurgică” (69,6%) și „Arderi în sectorul comercial/instituțional” (26,57%). Creșteri ale emisiilor de NO<sub>2</sub> față de anul 2005 s-au înregistrat „Arderi în sectorul rezidențial” (2,17%),

Emisiile totale în Ucraina (anul 2008) au constituit 7210,3 mii tone, inclusiv de la sursele staționare – 4524,9 mii tone (62%) și de la surse mobile – 2685,4 mii tone (38%) (Васькін и др., 2009).

Regiunile cu indicatori mai înalți ai emisiilor provenite de la autovehicule sunt Kiev, Donetsk, Dnipropetrovsk, Odesa, Harkiv și Crimeea.

Cercetări privind evoluția numărului unităților de transport și a emisiilor (surse mobile și staționare) pentru Republica Moldova îndeosebi în Chișinău au fost efectuate de-a lungul anilor (1993 – 2014).

În lucrarea „Automobilul și mediul ambiant” (Bobeica, 2000), autorul a descris istoria apariției automobilelor, poluarea produsă de către acesta, influența oxizilor de carbon, oxizilor azotului și smogului fotochimic asupra sănătății populației, dispersia de plumb, etc.

Lucrarea prezentată în cadrul Congresul XVIII al Academiei Româno-Americane de Științe și Arte (Rotaru ș.a, 1995) este destinată analizei situației parcului de automobile din or. Chișinău pentru anul 1991, concentrația poluanților emiși în urma arderii combustibililor de către transportul auto. Autorii au stabilit că concentrația noxele din bazinul aerian al orașului Chișinău, în unele perioade de timp, este mai mare decât concentrația maxim admisibilă.

Într-un șir de alte lucrări (Buburuz, 1997; Plîngău ș.a., 1999, Rotaru ș.a., 1995; Buburuz ș.a., 2002) este menționată creșterea cantităților de poluanți emanați în atmosferă de transportul auto în orașul Bălți.

Starea mediului privind impactul transportului auto asupra aerului este elucidată și de autorii Plîngău V., Brega VI. (2010) care menționează că principalii factori care sporesc impactul transportului auto asupra mediului, în afară de creșterea numărului mijloacelor auto, sunt calitatea proastă a drumurilor și starea tehnică precară a parcului auto. Majoritatea automobilelor au o perioadă exagerată de exploatare. Creșterea bruscă a numărului unităților de transport participante la trafic a afectat puternic calitatea rețelei de drumuri. Potrivit lor, starea proastă a drumurilor la fel este un factor care are efecte negative asupra mediului. Gradul înalt de uzură a parcului auto cât și importul masiv al vehiculelor auto cu perioadă de exploatare mare duc deasemenea la creșterea impactului asupra mediului.

În anul 2005 G. Copacinschi, V. Mîrza, Z. Ciobanu, A. Veleva în lucrarea „Sursele de poluare a aerului atmosferic”, au menționat că în ultimii 10 ani s-a observat o tendință de scădere a nivelului poluării aerului de către sursele staționare de poluare a întreprinderilor industriale mari, care este condiționată de scăderea volumului producției. Din acest motiv poluatori ai aerului la momentul actual devin sursele staționare prezentate de întreprinderile particulare cu volum de producere mai mic. Cu toate că impactul lor asupra aerului este redus, nu trebuie de neglijat aceste întreprinderi, deoarece numărul lor este mare și crește stabil. Întreprinderile sunt nevoite să investească mijloace financiare în protecția aerului pentru menținerea instalațiilor de purificare existente în stare de funcționare, dar spre regret, întreprinderile investesc foarte puține mijloace financiare pentru procurarea instalațiilor noi, performante.

Transportul joacă un rol important în dezvoltarea economică a statului, dar totodată el este unul dintre cei mai importanți poluatori ai mediului înconjurător. În ultimii ani numărul autovehiculelor din țară s-a majorat de cca 2,0-2,5 ori și această tendință este în creștere. În anul 2003 85,5% din emisiile sumare pe țară revin transportului auto. În orașele mari această cotă este mai ridicată: Chișinău – 95,4%, Bălți – 94,2%, Tighina – 84,6%. Autorii enumără principalele probleme care sporesc impactul transportului auto asupra mediului, reflectă principalele acte normative și acțiunile care trebuie întreprinse pentru soluționarea problemei (Iftodi, 2005).

În perioada 1990-2002, emisiile de GES cu efect indirect, provenite de la arderea carburanților în sectorul transport, au înregistrat, de asemenea, reduceri considerabile (Țaranu, 2006).

În general, se menține aceeași tendință specifică și a gazelor cu efect de seră direct, reducerea emisiilor fiind generată în mod special de recesiunea economică, specifică perioadei de tranziție la economia de piață, și implicit de reducerea consumului general de carburanți în acest

sector. De menționat este și faptul că suplimentar inducerii fenomenului de încălzire globală gazele cu efect de seră indirect, în special oxizii de azot și bioxidul de sulf, contribuie și la generarea precipitațiilor atmosferice acide, cu un impact deosebit asupra sănătății oamenilor, ecosistemelor forestiere și agrofitecenzelor (conform unor calcule, pierderile economice de pe urma ploilor acide se estimează la circa 6 mii Euro per tonă de emisii ale gazelor cu efect de seră indirect).

Nicolae Alexei (2006) a descris situația aerului atmosferic în orașul Chișinău și cantitățile emisiilor auto. Totodată autorul a calculat cantitatea poluanților care revine fiecărui locuitor. S-a menționat că 70 % din populația urbană respiră aer poluat și doar 10% aer la limita admisibilă. În orașul Chișinău automobilele produc 90-95% din volumul total al substanțelor poluante degajate în atmosferă, care au constituit 127 mii tone în anul 2000, 130 mii tone în 2002, în 2003 – 135 mii tone, iar în anul 2004 – 152 mii tone, fiecărui locuitor din mun. Chișinău revenindu-i anual 115-120 kg de substanțe nocive. La aceasta contribuie numărul mare de automobile din capitală - peste 200 mii și încă peste 200 mii care vin din teritoriu sau tranzitează capitala și fac ca în aerul ei să fie atestate poluări supranormative. Situația creată trebuie să ne pună pe toți în gardă, pentru a lua măsuri urgente de ameliorare a calității aerului, să trecem de la acțiuni declarative și distractive la activități practice în cadrul inițiativei „În oraș fără automobilul meu”. În primul rând acest pas trebuie să-l facă responsabilii de la primăriile mun. Chișinău și altor orașe. Aceștia ar trebui să susțină propunerile de interzicere a circulației automobilelor particulare în zilele de odihnă și de lucru (între orele 18.00-19.00), parcare a acestora în zona centrală, sistarea circulației vehiculelor pe străzile Armenească, Mitropolit Varlaam și Tighina, în apropiere de Piața Marii Adunări Naționale, oferirea statutului de pietonală unor străzi, în special celor aglomerate.

Pe parcursul perioadei 2000-2006 au fost testate 51649 unități de transport privind situația ecologică a autovehiculelor, care traversează

frontiera țării la punctul Sculeni Ungheni (Rotaru, 1993). Autorul a stabilit că 4740 unități, sau 9,18% din ele, depășesc normele stabilite de poluare. Potrivit autorului, înainte de anul 2000, fiecare al patrulea automobil de modelul „Dacia” era un factor de poluare sporită. Acum, însă, automobilele Concernului „Dacia-Renault” nu constituie pericol de poluare. Spre exemplu, în anul 2006 nu a fost depistat nici un automobil de acest model cu depășiri ale normativelor stabilite. La acest capitol ar fi necesar de subliniat că normativele (gradul) de poluare admise în republică sunt cu mult mai superioare normativelor europene atât pentru motoarele cu ardere internă, cât și pentru cele cu motor diesel. Pentru efectuarea calitativă a testării ecologice se solicită utilizarea aparatajului performant mobil, condiții speciale tehnice și trecerea la utilizarea standardelor europene. Aceste acțiuni vor permite de a intra în Uniunea Europeană cu un aer mai curat.

În Buletinul Ecologic nr. 4 din 2006 mai apare articolul „Ecologia și transportul auto” (Țaranu, 2006). Aici autorii descriu normele de toxicitate și fumegare a gazelor de eșapament reflectate în standardele ГООТ 17.2.2.03- 87 și ГООТ-21393-75 ale fostei URSS, pentru determinarea concentrației poluanților în gazele de eșapament. Se menționează despre necesitatea ajustării legislației ecologice privind protecția aerului atmosferic la normele și standardele europene.

Colectivul de autori Buburuz D., Brega Vl., Balan V., Plangău V., Gori T. (2006), (Raport anual, 2016) au cercetat gradul de poluare a aerului, calitatea aerului, variația calității aerului atmosferic în perioada anilor 1990-2005, sursele de poluare a aerului și impactul antropic asupra calității aerului. Potrivit autorilor, emisiile de la sursele mobile în perioada anilor 1990-2005 scad continuu de la circa 650 kt anual în anul 1990 pînă la circa 250 kt în anul 1993, valoare care se menține cu mici variații pînă în anul 1997, apoi se observă o descreștere a emisiilor în anul 1998 pînă la circa 150 kt după care se începe o creștere lentă pînă la emisia de circa 230 kt de substanțe poluatoare în anul 2005. Aportul

transporturilor la poluarea totală a bazinului aerian constituia în anul 1990 de circa 60%, care a crescut pînă la 85% în anul 2000 și a atins cota de circa 89% în anul 2004 din totalul de emisii antropice. În anul 1996 în Chișinău 75% din poluarea totală provenea de la transporturi. În anul 2004 cota transporturilor în volumul emisiilor totale în orașe a atins nivelul de 92% la Bălți și 95% la Chișinău, 70% la Cahul, 75% la Soroca, 73% la Edineț, care arată că industria practic nu funcționează în Republica Moldova.

Nistiriuc A.(2009) a enumerat și caracterizat principalele surse de poluare sonoră și cele mai pronunțate zone afectate de această problemă. De asemenea sunt trecute în revistă cele mai „gălăgioase” artere urbane care pe parcursul anului sunt suprasaturate cu unități de transport.

În lucrarea „Dezvoltarea și impactul transportului auto asupra calității aerului în mun. Chișinău” (Plîngău ș.a., 2008), autorii au efectuat calculul emisiilor gazelor nocive de la transportul auto în mun. Chișinău, stabilind modificarea structurii traficului auto după categorii și cantitățile de combustibili folosiți. A fost apreciată contribuția la poluarea totală a mediului urban produsă de transportul auto și dinamică acestui impact în timp. Studiind intensitatea circulației transportului pe arterele orașului, au constatat că cele mai intense fluxuri de transport se formează în locurile de tranziție a sectoarelor orașului cu centrul orașului – bd. Decebal, bd. Renașterii, bd. Gagarin, str. Ion Creangă, str. Pușkin, str. Izmail, în zonele industriale – str. Petricani, str. Uzinelor și pe străzile de intrare și ieșire din oraș – șos. Hîncești, Calea Orheiului, șos. Muncești, bd. Dacia, bd. Moscova. Un rol important în poluarea mediului urban îl au maxi-taxiurile care circulă pe rutele interne ale orașului. În anul 2000 în or. Chișinău pe cele 62 de rute cu o lungime totală de 1603 km circulau aproximativ 1460 maxi-taxi.

Controlul calității aerului atmosferic în Republica Moldova, a fost elucidat și de alți autorii (Iftodi ș.a., 2005). În municipiul Chișinău persistă problema poluării supranormative cu SO<sub>2</sub>, CO și NO<sub>2</sub>, mai ales

în perioada de vară. Analiza materialelor disponibile despre poluare în municipiile Chișinău și Bălți permite să concluzionăm, că circa un mln. de cetățeni sunt afectați de poluarea bazinului aerian. O influență importantă asupra calității aerului atmosferic o au și emisiile noxelor specifice: substanțe organice volatile, poluanți organici persistenți (POP), metale grele, care reprezintă o parte mică (circa 3,5%) din emisiile totale, dar care au un impact potențial mare asupra populației datorită gradului înalt de toxicitate. Creșterea numărului de unități de transport a influențat mult și asupra stării drumurilor, cărora în condițiile declinului economic din ultimii 15 ani practic nu li s-a acordat atenția cuvenită. Starea deplorabilă a drumurilor sporește semnificativ impactul produs asupra aerului atmosferic. Emisiile în atmosferă depind de tipul și calitatea combustibilului utilizat de autovehicule. De menționat, că în ultimii ani s-a importat doar benzină fără plumb și motorină cu conținut redus de sulf (0,13%), ceea ce a eliminat unul din factorii de risc pentru mediu și sănătatea populației.

Cercetarile impactului transportului asupra biodiversității și sănătății umane s-au efectuat de către Plîngău A. și Buburuz D. (2010). Prin activitatea sa, transportul este responsabil de circa 35% din totalul emisiilor de CO<sub>2</sub>. În centrele marilor aglomerații urbane, traficul rutier este generatorul a 90-95% din concentrațiile de CO și Pb regăsite în aer, 60-70% ale hidrocarburilor și altor noxe, un important procent din particule aflate în suspensie.

Un studiu recent (Plîngău ș.a., 2006) al unui grup de specialiști au subliniat că o expunere timp de o oră la efectul unor concentrații variabile de oxid de carbon (50-100ppm) are drept efect o scădere liniară a atenției participanților la traficul rutier, acest lucru fiind generatorul de accidente de circulație și un factor de creștere a nivelului de poluare.

Potrivit unor surse (Mustea, 2011) calitatea aerului atmosferic, în mare măsură, este condiționată de fluxul intensiv al transportului auto, care din an în an crește cu 10-15%. În anul 2010, cantitatea de emisii a



crescut cu 2.075,631- tone față de anul 2009. În anul 2011 cantitatea de emisii a scăzut cu 9 786,764 tone față de anul 2010. Cele mai poluate zone de la transportul auto sunt considerate: mun.Chișinău – 73.358,6 t/an. și Bălți – 7.748,2 t/an; raioanele Sîngerei – 10.981,2 t/an., Cahul – 8.392,2, Hîncești – 5.009,3 t/an., Briceni – 4.254,4 t/an., Ialoveni – 4.124,3 t/an., Ungheni – 4.190,0 t/an., Florești – 4.087,2 t/an., Anenii Noi – 4.053,5 t/an., Unitatea Administrativ Teritorială Găgăuzia – 5.702,1 t/an.

Aceeași problemă a fost discutată și în Raportul Național „Starea mediului în Republica Moldova în 2007-2010” (Țapeș, 2006).

La nivelul anului 2015, cele mai aglomerate intersecții și artere de circulație sunt în zona de centru a EUC (str. Izmail, Calea Moșilor și Mihai Viteazu), aici traficul depășește 1,6 mln unități lunar. La fel aici este și cea mai mare cantitate de emisii de proveniență auto. Pe străzile circulate preponderent de autoturisme circa 75 - 77% din compoziția emisiilor o constituie CO, 12 – 15% NO<sub>x</sub>, iar restul 8 – 13% celelalte componente. Pentru străzile intens circulate de transportul auto de mare tonaj, inclusiv autobusele, concentrația NO<sub>x</sub> este în creștere 31% față de 12 – 15% din contul CO cu circa 51% față de 77% (Țugulea, 2016a). În timpul perioadelor cu condiții meteorologice nefavorabile, ce conduc la formarea unor niveluri ridicate de poluare pe teritoriul indicat, au fost înregistrate valori ale poluării: peste 10 unități CMA pentru dioxidul de azot și de 3 CMA pentru SO<sub>2</sub> (Brega ș.a., 2018).

Conform lui Rogoian (2006), cantitatea de poluanți emiși în atmosferă de la toate sursele de poluare în anul 2014 a fost evaluată la nivelul de 222 630,629 tone și constituie 62,621 kg/an pe cap de locuitor ( în anul 2013 – 71,37 kg/an pe cap de locuitor).

Cantitatea de emisii a poluanților în atmosferă de la sursele mobile în anul 2014 ajunge la 194 263,913 tone, inclusiv: oxid de carbon – 149 189,503 tone, dioxid de azot – 16 015,655 tone, dioxid de sulf – 3 481,95

tone, hidrocarburi – 22 354,207 tone, aldehide – 1 038,16 tone, substanțe solide – 2 184,417 tone.

Cele mai poluate zone de la transportul auto sunt considerate: mun. Chișinău – 53 420,744 t/an și mun. Bălți – 7 497,4 t/an.

La categoria surselor fixe în Republica Moldova în anul 2014 s-au înregistrat 5 339 întreprinderi poluatoare a aerului atmosferic, 3 centrale termoelectrice, 3052 cazangerii, 697 stații de alimentare cu carburanți (în anul 2013 – 3 centrale termoelectrice, 2964 cazangerii, 697 stații de alimentare cu carburanți).

Conform lui Rotaru (1993), cantitatea totală de poluanți calculată și emisă în atmosferă de la sursele fixe pe parcursul anului 2014 a constituit 20 827,77 tone, inclusiv: suspensii solide – 3 433,867 tone, dioxid de sulf – 1 339,986 tone, dioxid de azot – 2 081,668 tone, oxid de carbon – 6 536,597 tone, hidrocarburi – 2 561,732 tone, compuși organici volatili – 2 097,125 tone, alte substanțe poluante – 2 776,675 tone.

În mun. Chișinău cantitatea totală de poluanți în atmosferă de la sursele fixe pe parcursul anului 2014 a constituit 3739,237 tone (Rogojan, 2006).

Studiul calității componentelor mediului înconjurător în cadrul EUC pe parcursul a. 2003-2007 (Бульмага и др., 2006) în comparație cu anii 90 a demonstrat următoarele. Gradul de poluare a solului după indicii chimici, coli-fagi și microbiologici se micșorează. După indicii chimici, în a. 2003 nu corespundeau cerințelor 82,4 %, iar în a. 2006 - 48,5 % din probele analizate. După indicii coli-fagi în anul 2003 nu corespundeau cerințelor 25,4, iar în a. 2006 - 25,8 %; după indicii microbiologici în a. 2003 nu corespundeau cerințelor 37,3 %, iar în a. 2006 - 31,7 %. Acest fapt se explică prin influența factorilor climaterici (precipitații atmosferice, vântului, etc.) care duc la asimilarea MG de către ecosisteme și are loc procesul de autoasanare a componentelor mediului înconjurător. Creșterea numărului de automobile duce la

intensificarea poluării atmosferei oraşului cât și a suburbiilor cu oxizi de azot și sulf, compuși ai plumbului, hidrocarburi și alte substanțe toxice. Odată cu creșterea distanței de la autostradă conținutul de plumb în sol se micșorează. Depășiri ale CMA la distanța cuprinsă între 50 și 100 m de la drum au fost depistate pe str. Calea Basarabiei. La distanțe mai mari de 100 m concentrația plumbului în sol variază între 11,9 mg/kg (șos. Hâncești) și 23,5 mg/kg (str. Calea Basarabiei).

Autorii susmenționați afirma că, necătând la creșterea considerabilă a parcului de automobile al mun. Chișinău conținutul de Pb în solurile adiacente autostrăzilor comparativ cu anii 1990 a scăzut semnificativ. Acest fapt poate fi explicat prin folosirea benzinei fără Pb.

Ecosistemul urban Chișinău se află în districtul cernoziomurilor levigate, tipice moderat humifere și cenușii molice al Silvestepii periferiei Codrilor. Învelișul de sol al raionului este predominant de cernoziomuri, reprezentat de toate subtipurile. În partea de nord-vest a municipiului prevalează cernoziomurile levigate, malul stâng al r. Răut și porțiunile medii a versanților în raioanele de pe malul drept al râului sunt ocupate de cernoziomuri obișnuite. În partea de sud-vest a orașului sunt prezente porțiuni cu cernoziomuri carbonatice. Ultimul tip de sol ocupă și porțiunile inferioare a versanților în lunca r. Bâc.

În vâlcele și văile râpelor mari, în rezultatul scurgerilor temporare și permanente sunt prezente cernoziomuri freatic umede, iar în luncile r. Bâc și afluenții cei mai mari - soluri de luncă freatici umede stratificate, care în partea inferioară a r. Bâc în limitele municipiului pot avea indici de salinizare moderată.

Însă solurile indicate s-au păstrat numai în unele parcuri. În alte părți a municipiului ele sunt puternic transformate.

Caracteristica ecologică a solurilor urbane. În ecosistemul urban au loc schimbări și degradări ale funcțiilor ecologice ale solurilor, fapt care se manifestă în aspectul morfologic al acestora prin apariția unor orizonturi specifice, inversia orizonturilor în profil, incluziuni alogene

etc. Degradarea solurilor în limita orașului generează micșorarea biodiversității, microflorei și mezofaunei de sol, schimbări structurale, mărirea cantității microorganismelor patogene, acumularea micropoluantilor, schimbarea bilanțului acido-bazic și, ca urmare, degradarea ecosistemului în general.

Degradarea solurilor în limita orașului generează micșorarea biodiversității, microflorei și mezofaunei de sol, schimbări structurale, mărirea cantității microorganismelor patogene, acumularea micropoluantilor, schimbarea bilanțului acido-bazic și, ca urmare, degradarea ecosistemului în general.

Conținutul humusului variază de la 1,0 % până la 12,9 %, însă conținutul mediu al humusului în raza orașului este de 2-3 %, ceea ce demonstrează nivelul scăzut al humusului în solurile EUC.

Studiul calității componentelor mediului înconjurător în cadrul EUC pe parcursul a. 2003-2007 (Petrova et al., 2016) în comparație cu anii 90 a demonstrat următoarele. Gradul de poluare a solului după indicii chimici, coli-fagi și microbiologici se micșorează. După indicii chimici din a. 2003 nu corespundeau cerințelor 82,4 %, iar în a. 2006 - 48,5 % din probele analizate. După indicii coli-fagi în anul 2003 nu corespundeau cerințelor 25,4, iar în a. 2006 - 25,8 %; după indicii microbiologici în a. 2003 nu corespundeau cerințelor 37,3 %, iar în a. 2006 - 31,7 %. Acest fapt se explică prin influența factorilor climaterici (precipitații atmosferice, vântului, etc.) care duc la spălarea și migrarea MG din sol și asimilarea acestora de către ecosisteme și are loc procesul de autoasanare a componentelor mediului înconjurător.

Creșterea numărului de automobile duce la intensificarea poluării atmosferei orașului cât și a suburbiilor cu oxizi de azot și sulf, compuși ai plumbului, hidrocarburi și alte substanțe toxice.

Odată cu creșterea distanței de la autostradă conținutul de plumb în sol se micșorează. Depășiri ale CMA la distanța cuprinsă între 50 și 100 m de la drum au fost depistate pe str. Calea Basarabiei. La distanțe

mai mari de 100 m concentrația plumbului în sol variază între 11,9 mg/kg (șos. Hâncești) și 23,5 mg/kg (str. Calea Basarabiei).

Putem afirma că, necătând la creșterea considerabilă a parcului de automobile al mun. Chișinău conținutul de Pb în solurile adiacente autostrăzilor comparativ cu anii 1990 a scăzut semnificativ. Acest fapt poate fi explicat prin folosirea benzinei fără Pb.

## **1.2. Reacții de răspuns a plantelor la anumiți poluanți gazoși**

Plantele vasculare sunt un obiect de studiu mai convenabil comparativ cu animalele sau omul, deoarece ele sunt într-un număr mai mare în habitatele cu condiții specifice și sunt supuse factorilor externi, efectele cărora pot fi ușor măsurate (Brandt et al., 1967; Guderian et Schönbeck, 1971; Heck, 1966; Schönbeck et al., 1970).

Cercetări privind influența aerului poluat asupra vegetației au fost efectuate încă în anul 1874 (Signal et al., 2004).

Impactul poluării asupra plantelor în contextual schimbărilor climatice globale, s-a urmărit prin observarea comportamentului culturilor agricole și a ecosistemelor forestiere din zone poluate (Bolea și Chira 2001).

Poluarea aerului, alături de poluarea solului și a apelor, este o problemă de scară internațională care nu cunoaște delimitări naționale sau bariere geopolitice (Manes et al., 2012). Multe din efectele toxice ale poluanților sunt dificil de identificat și catalogat pentru că mulți poluanți atmosferici acționează sinergic cu alți factori stresori biotici sau abiotici (Liu et Ding 2008). Revoluția industrială care caracterizează epoca noastră, urbanizarea și concentrarea populației în orașe mari precum și procesul de chimizare avansată a agriculturii au numeroase consecințe asupra mediului ambiant (Ormrod, 1984). Poluanții atmosferici afectează și ecosistemele urbane, cărora le provoacă diferite grade de vătămări. Efectele poluanților variază în funcție de tipul

activităților antropogene generatoare și de caracteristicile topoclimatice ale mediului (Petrova, 2011).

Ecosistemele urbane, cât și cele forestiere, mai ales cele din Europa Centrală, au fost expuse poluării de zeci chiar sute de ani. Primele simptome vizibile, care au atras atenția oamenilor de știință, au fost vătămările foliare la conifere.

Efectele noxelor asupra plantelor sunt mai expresive asupra frunzei, organul cu susceptibilitate maximă, atât la poluarea aerului, cât și a solului, datorită activității fiziologice mai intense și suprafeței mari în contact cu mediul (Bolea și Chira, 2008).

Bolea V. și Chira D. (2008), au efectuat o sinteză a literaturii privind impactul poluării asupra plantelor. Autorii menționează că studii privind impactul poluării asupra plantelor începe din timpul revoluției industriale și continuă până în prezent cu metode moderne de investigație.

Poluarea produsă de transportul rutier asupra vegetației, rezultă în primul rând prin modificări ale chimiei solului, compoziției sau chimismului foliar. Impactul asupra vegetației este probabil să apară la 1 km de la drum din cauza dispersiei rapide a poluanților atmosferici ai autovehiculelor (Bignal et Ashmore, 2004; Sherwood et al., 2004).

Efectul poluării aerului asupra plantelor a făcut obiectul a numeroase studii în laborator și în condiții de teren (Lanaras et al., 1994; Lenzian et Unsworth, 1983; Sgardelis et al., 1994; Yoneyama et al., 1979). Mai mulți parametri au fost examinați la nivel de frunze, care sunt legați cu morfologia de creștere și dezvoltare, fotosinteză și fluorescența clorofilei.

Desi, numeroase studii de laborator legate de efectele poluanților individuali asupra plantelor au fost publicate, cercetări referitoare la expunerea florei vasculare la amestecuri complexe de emisii sunt într-un număr redus (Barnes et Wellburn, 1998; Lenzian et Unsworth, 1983; Mahmooduzzafar et al., 2006). Răspunsul plantelor la poluarea

aerului depinde de activitatea metabolică și etapa de dezvoltare a țesuturilor, condițiile climatice de sezon (Lendzian et Unsworth, 1983; Treshow et Anderson, 1991). Reducerea ritmului de creștere a speciilor vasculare la poluarea aerului este precedată de schimbări în procesele fiziologice; precum, inhibarea fotosintezei și modificarea conținutului de clorofilă care au fost detectate în expunerea la poluanți atmosferici (Calder et al., 2010; Joshi et Swami, 2007; Lima et al., 2003; Meletiou-Christou et al., 2011; Srivastava et al., 1975).

În lucrarea „Biomonitoring Of Urban Habitat Quality By Anatomical Leaf Parameters In Timișoara” (Ianovici et al., 2009) autorii au stabilit că poluanții rezultați din trafic nu au produs daune vizibile asupra frunzelor, dar au suprimat creșterea lor, așa cum a fost deja demonstrat pentru diverse specii. Reducerea suprafeței foliare în imediata apropiere a poluanților a fost observată la multe plante (Gielwanowska et al., 2005; Gupta et Iqbal 2005; Makbul et al., 2006; Maruthi Sridhar et al., 2007; Sodnik et al., 1987). Mulți autori au stabilit o reducere semnificativă a numărului frunzelor în mediul poluat în comparație cu atmosfera curată (Nivova et al., 1983; Sodnik et al., 1987). De exemplu au fost constatate reduceri a frunzelor de 40% și respectiv 17% în zona siturilor poluate, în comparație cu siturile mai puțin poluate din India pentru speciile de arbori *Ficus religiosa* și *Thevetia nerifolia* (Wellburn et Review, 1990). Lima J.S. ș.a. (1983) au observat o reducere a numărului frunzelor de *Phaseolus vulgaris* în zone poluate urbane din Brazilia în comparație cu zonele împădurite. În mod similar, alte cercetări (Iqbal, 1985) au relatat despre reducerea semnificativă a celulelor palisadice din frunze și a parenchimului lacunar în ariile poluate. Parametri fiziologici vegetali au fost folosiți frecvent ca bioindicatori ai calității habitatului urban (Heumann, 2002; Psaras et Christodoulakis, 1987; Verma et Singh, 2006). Stomatele sunt indicatori ai calității aerului care reglează mecanismele intrării și ieșirii gazelor din frunze și oferă posibilitatea de a studia interacțiunea dintre

plante și mediul lor (Robinson et al., 1998). Efectul gazelor atmosferice asupra caracteristicilor stomatice este pe larg documentat și este considerat dependent de poluanții gazoși (Knapp et al., 1994; Paakkonen et al., 1997; Reid et al., 2003).

Potrivit Dianei Lucia (2011), în perioada 1960-1990 – caracterizată printr-o poluare atmosferică masivă de origine industrială, metoda analizei foliare a fost aplicată sub forma unor mari rețele, pe plante superioare și licheni în Anglia, Germania, Belgia și Țările de Jos pentru supravegherea zonelor industriale, a regiunilor ori a țărilor puternic industrializate. Biosupravegherea se conturează ca o bază utilă și în domeniul sănătății omului, permițând nu numai determinarea zonelor ori teritoriilor unde calitatea mediului este degradată, ci și evaluarea riscurilor sanitare.

În România au fost efectuate studii complexe privind impactul poluanților asupra plantelor, menționându-se aspecte despre nutriția arborilor și capacitatea lor de metabolizare ori acumulare a noxelor, respectiv pragurile de toxicitate pentru diferite specii forestiere. Bolea și Surdu (2001, 2005) cât și Beckerson et Hofstra (2012) au studiat conținutul S, F, Cl, Na, Pb, Cu, Zn și Fe în acele și frunzele arborilor.

În anul 2002 apar un alt șir de studii privind biosupravegherea și biodetecția poluării prin analiza frunzelor recoltate de pe o rețea de arbori (Bolea și Chira, 2008; Bolea ș.a., 2006).

Stabilind raportul simptomelor foliare și a conținutului de elemente minerale în frunzele mai multor specii lemnoase și mai puțin arbuștiilor. Autorii Bolea și Ciobanu (2006) consideră necesară amplasarea, în fiecare tip de ecosistem reprezentativ începând cu Parcurile Naționale și zonele de agrement din jurul centrelor industriale a câte 5 arbori bioindicatori și bioacumulatori din specia de bază și monitorizarea lor periodică (din 3 în 3 ani) prin analize foliare a următoarelor elemente minerale: S, N, Cl, F, Na, Cu, Zn, Pb, Fe, K, Mg, Mn, precum și folosirea



de către amenajişti a analizelor foliare pentru ridicarea preciziei cartării staţionale.

În cadrul biomonitorizării calităţii aerului atmosferic în mediul urban în dependenţă de parametri fiziologici vegetali (Ianovici, 2009) au fost analizate histoanatomic frunzele a 2 specii de magnoliofite ierboase, 3 specii de pinofite şi 14 magnoliofite lemnoase. Cercetările microscopice dezvăluie o tendinţă de sclerofilie, acumularea polifenolilor în diferite ţesuturi şi creşterea numărului de stomate şi peri la *Plantago lanceolata* şi *Plantago major*. Metaboliţii secundari sunt acumulaţi ca urmare a condiţiilor de stres. Impregnarea peretelui celular cu esteri fenolici, suberificarea şi lignificarea par a fi răspunsuri de apărare pentru stabilizarea arhitecturii peretelui celular împotriva degradării. Aceste efecte au fost observate în intersecţii şi de-a lungul marilor artere rutiere ce străbat oraşul. Ulterior au fost efectuate studii privind impactul poluării asupra bradului (*Abies alba*) (Beckerson et Hofstra, 1979).

Prin diagnoze foliare au fost efectuate un şir de cercetări privind starea de nutriţie şi a echilibrului nutritiv (Bolea ş.a. 2001, 2006; Parascan şi Danciu, 2001). În rezultat au fost recomandate fertilizările şi amendamentele necesare pentru a conferi rezistenţă speciilor, în condiţiile specifice de mediu degradat prin poluare.

Diagnoza foliară, completată cu facilităţile Sistemului Informatic Geografic (SIG) oferă celor care gospodăresc pădurile şi zonele verzi urbane sau rurale: o metodă simplă dar precisă de bioevaluare şi biosupraveghere în timp a calităţii aerului, pe tipuri de ecosisteme, pe sectoare topoclimatice, pe cartiere sau pe artere de circulaţie, o metodă care pune la dispoziţia autorităţilor hărţi cu nivele de poluare, de mare utilitate pentru luarea deciziilor; o formă de testare a sensibilităţii la complexul local de noxe a diferitelor specii lemnoase, în raport cu pragurile de toxicitate europene, o testare care poate sta la baza reabilitării zonelor verzi şi a reconstrucţiei ecologice a ecosistemelor

forestiere degradate prin poluare; soluții practice de însănătoșire și revigorare a arborilor, în baza cunoașterii stării lor nutriționale în raport cu nivelurile de nutriție europene, a echilibrelor nutritive, a interacțiunilor dintre elementele nocive și cele nutritive, procese redacte prin scheme explicative foarte sugestive sau sub formă de fișe introduse în baza de date computerizată și ca atribute în SIG. Totodată analizele foliare permit alegerea celor mai adecvate specii pentru împădurirea terenurilor din zonele afectate de poluare. Capacitatea de metabolizare a sulfului sau a clorului, calciului, natriului, cuprului și zincului relevă atât eficiența, cât și sensibilitatea lor la poluare. Terenurile publice, ori private, destinate vânzării în zonele construibile trebuie „preînverzite” sub forma de „perdele” ori aliniamente ce asigură diminuarea zgomotelor, purificarea aerului și reținerea pulberilor din apropierea fabricilor, chiar de la darea lor în folosință, îmbunătățirea peisajului și crearea unui carioaj verde pentru viitoarele cartiere (Bolea ș.a., 2006).

Arborii și arbuștii nu au imunitate la poluare, ci doar o rezistență relativă în raport cu specia, forma ori cu populația și în raport cu vârsta. La o vârstă mai tânără, arborii au o creștere relativ rapidă și sistemul radicular mai puțin profund, ceea ce le dă o sensibilitate sporită față de poluanți. În consecință, nu se recomandă extragerea arborilor maturi, afectați parțial de poluare (și înlocuirea lor prin plantații), decât după uscarea completă a acestora. Toleranța relativă a unor specii față de noxele din atmosferă depinde de adaptările morfologice și structurale pentru împiedicarea pătrunderii poluanților în țesuturi și mai ales de capacitatea lor de a încorpora în organismul lor mari cantități de poluanți fără perturbări semnificative ale activităților metabolice și de capacitatea de refacere a organelor și organelor celulare vătămate și de existența mecanismelor de blocare și metabolizare a compușilor toxici (Bolea și Ciobanu, 2006). Cu toate acestea autorii menționează că rezistența speciilor la poluare a fost studiată mult, dar variabilitatea mare a naturii și concentrației noxei, a timpului de expunere, a bonității

stațiunii și a condițiilor de umiditate, temperatură, vânt, etc, generează numeroase contradicții între autori, mai ales în cazul unor efecte cumulate ale noxelor. Autorii citând (Brandt et Heck, 1967) [menționează că rășinoasele, care sunt mai sensibile decât foioasele, și le grupează după următoarele grade de rezistență la poluarea cu compuși ai sulfului: • sensibile: *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga douglasii*, *Abies alba*; • relativ rezistente: *Picea pungens*; • rezistente: *Taxus baccata*, *Larix europaea*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Thuja sp.*, *Juniperus sabina*. În cazul unei poluări combinate, recomandă: *Populus tremula*, *Fraxinus excelsior*, *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus* și *Larix decidua*. Acțiunea bioxidului de sulf tinde să se însumeze în timp, ceea ce face arborii mai vulnerabili. După Abgrall J. F. și Soutrenon A. (1991), speciile lemnoase sunt: • foarte sensibile: *Pinus sylvestris*, *Pinus strobus*; • sensibile: *Pyrus pyraeaster*, *Malus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Larix leptolepis*, *Castanea sativa*, *Quercus robur*, *Betula pendula*, *Alnus glutinosa*, *Platanus x hibrida*; • rezistente: *Thuja sp.*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Acer pseudoplatanus*.

Vegetația lemnoasă, în special masivele forestiere, dar și cea din zonele urbane poate fi numită „plămâni ai orașelor”, fiind considerate suprafețe purificatoare, înlesnind fenomenul natural de autoepurare prin: sedimentare, favorizată de reducerea curenților de aer, reținerea particulelor în suspensie prin acțiunea fizică a filtrului vegetal, reprezentat de frunzișul arborilor; fixarea gazelor toxice prin fenomene metabolice specifice plantelor; fixarea biologic activă a pulberilor pe suprafața frunzelor, ca urmare a unor fenomene fizice și biologice de adsorbție și transpirație (Lucia, 2011).

În lucrarea Oanei Viman (2012), au fost efectuate cercetări privind influența cumulată a oxizilor de azot și dioxidului de sulf din aerul ambiental asupra conținutului de sulf și azot din frunzele speciilor arboricole analizate în ceea ce privește expunerea acestora la riscul bolilor fizilogice în funcție de concentrația poluanților gazoși

menționați, ca urmare a capacității lor diferite de acumulare a sulfului și azotului în frunze. Ca stații de monitorizare și cercetare au fost 4 stațiuni de tip trafic auto, tip urban, tip suburban și tip industrial. Analiza efectuată asupra influenței poluanților atmosferici asupra etiologiei bolilor speciilor forestiere luate în studiu demonstrează faptul că există un grad important de favorizare al bolilor fiziologice manifestate de acestea atât ca urmare a acțiunii directe a depășirii concentrațiilor maxime admise în aerul ambiental al unor microelemente (zinc, plumb), dar și ca urmare a acțiunii sinergice a oxizilor de sulf și azot, deși considerați individual nu depășesc concentrațiile maxime admise.

Compușii sulfului, azotului, ozonul și metalele grele sunt principalii poluanți atmosferici responsabili de starea de sănătate a arborilor (MacDowell, 1965).

Gazele acide, cum ar fi  $\text{SO}_2$  și  $\text{NO}_x$ , au fost considerate principalii factori implicați în afectarea coronamentului arborilor și de creștere a acidității solului (Ulrich et Summer, 1991; Velikova et al., 2000). Efectele sulfului se manifestă prin tamponarea cationilor bazici nutritivi și prin acidifiere sau eutrofizare, iar compușii azotului influențează aprovizionarea plantelor cu micro - și macro – nutrienți (Ormrod, 1984)

Sauter și Pambor (1989) au realizat în Germania o serie de studii privind influența emisiilor de proveniență auto asupra molidului (*Picea abies*) ca un posibil factor care contribuie la declinul pădurilor în Europa continentală. Autorii au observat o degradare micromorfologică a stomatelor la molid (*Picea abies*) și brad (*Abies alba*) expuse la emisiile vehiculelor în apropierea unei străzi cu patru benzi în raport cu aceleași plante înainte de expunere și, de asemenea, pentru controlul plantelor într-o grădină botanică.

Sauter J. J., et al., 1987 au expus molidul timp de 20 de săptămâni la o distanță de 5 m de la marginea autostrăzii și a observat o degradare avansată a stomatelor în comparație cu un control expus la 10% din concentrațiile de  $\text{NO}_2$ . Ca o consecință, o treime din stomatele au fost

obstrucționate structural în plantele expuse la poluate. Creșterea lăstarilor noi a fost de asemenea redusă cu 25%.

Sarkar și colab. (1986) în urma cercetărilor au stabilit o corelație negativă semnificativă între distanța plantelor dicotiledonate de pe un drum aglomerat (4000 vehicule/zi) și activitatea enzimelor peroxidază și catalază. Catalaza este implicată în prevenirea leziunilor oxidative și astfel creșterile la aceste enzime indică stres la plantele din apropierea drumului. A observat, de asemenea, vătămări vizibile, cum ar fi creșterea ascunsă, cloroza și uscarea frunzelor. Atât efectele vizibile cât și cele fiziologice s-au diminuat la peste 25 de metri de drum.

Particulele și praful depus pe plante în vecinătatea drumurilor pot proveni dintr-o serie de surse, de pe suprafața drumului, uzura pieselor auto și anvelopelor etc (Ball et al., 1991). Aceste depuneri pot avea efecte chimice, fiziologice și/sau fizice asupra vegetației (Tiwari et al., 2006). Particulele reduc fotosinteza, afectează respirația, creșterea și structurile reproductive, cresc temperatura frunzelor și afectează funcția stomatelor, precum și transpirația și relațiile de apă ale plantelor. În plus, acestea pot agrava efectele stresului secundar, cum ar fi seceta sau atacurile de insecte și patogeni (Farmer, 1993)

Încercări de a evalua efectele emisiilor din trafic asupra pădurilor de molid din Norvegia și Suedia utilizând fotografiile aeriene (Eleftheriou, 1987). Autorul a putut observa o creștere semnificativă a numărului copacilor care prezintă simptome de defoliere la 200 m de un drum cu 10 000-15 000 vehicule/zi în raport cu locurile de control. Potrivit autorului influența autostrăzii sa extins la aproximativ 150 m.

Întrucât plantele au o suprafață foarte mare, frunzele lor funcționează ca un dispozitiv eficient de captare a poluanților, prin urmare, organele lor asimilative sunt direct afectate de poluarea aerului. Este cunoscut faptul că conținutul de clorofilă în frunze este un parametru important pentru testarea stării plantelor și poate fi folosit ca un indice al potențialului fotosintetic, precum și al productivității

plantelor (Carlson, 1979). În plus, conținutul de clorofilă furnizează o estimare indirectă a stării nutrienților și este strâns legată de diferite tipuri de stres din plante (Gitelson et al., 1994; Filella et al., 1995).

Cercetările efectuate în Bulgaria (Petrova, 2011) privind biomonitorizarea pasivă cu *Betula pendula* s-au dovedit a fi un instrument simplu și fiabil pentru evaluarea și monitorizarea poluării aerului. Răspunsul pigmentilor la poluarea urbană a aerului a fost studiat pe frunze de mesteacăn din 8 puncte de prelevare din Plovdiv (Bulgaria). Caracteristica anorganică a probelor de frunze au avut tendința de a indica valori ridicate în zonele cu trafic intens și zone industrializate și valori scăzute în zonele mai puțin urbanizate. Autoarea susține pe deplin opinia că *Betula pendula* poate fi un biomonitor util al poluării aerului.

Dioxidul de sulf ( $\text{SO}_2$ ), oxizii de azot ( $\text{NO}_x$ ) și  $\text{CO}_2$ , precum și particulele în suspensie atunci când sunt absorbiți de frunze, pot determina o reducere a concentrației pigmentilor fotosintetici, respectiv a clorofilei și a carotenoizilor, care afectează direct productivitatea plantelor (Joshi et Swami, 2009). Cantitatea mare de  $\text{SO}_2$  gazos cauzează distrugerea clorofilei (Tripathi et Gautam, 2007). Multe cercetări au înregistrat o reducere a conținutului de clorofilă în frunze (Ianovici et al., 2009; Joshi et Swami, 2009; Tiwari et al., 2006).

Cercetătorii din Iran au efectuat studii privind impactul aerului poluat asupra caracteristicilor morfologice *Eucalyptus camaldulensis* Den. și au stabilit că cantitățile de clorofilă a, clorofilă b, clorofilă totală, carotenoizi în frunze au crescut în regiunea poluată. În plus, trăsăturile morfologice ale frunzelor de *E. camaldulensis* au fost reduse în regiunea de poluare comparativ cu regiunea curată și că această specie prezintă o rezistență ridicată la poluarea aerului și poate fi utilizată pentru filtrarea poluanților atmosferici (Assadi et al., 2011).

Rezultatul cercetărilor din India au demonstrat că plantele de grâu și mustar își modifică caracteristicile morfologice, fotosintetice și randamentul în funcție de gradul de poluare a atmosferei. Studiul arată

în mod clar că poluanții gazoși ( $\text{NO}_2$  și  $\text{SO}_2$ ) și particulele poluante, au efecte dăunătoare asupra culturilor de grâu și mustar. Schimbările în caracteristicile morfologice, pigmentul fotosintetic și randamentul plantelor de grâu și mustar corespundeau în mod direct nivelurilor de poluare a aerului la diferite situri. Studiul elucidează faptul că poluarea atmosferică produsă de mediul urban și industrii afectează în mod negativ aerul înconjurător și producția agricolă (Chauhan și Joshi, 2010).

Dioxidul de sulf ( $\text{SO}_2$ ) este absorbit de către plante în principal, prin difuzie gazoasă prin stomate. Unele absorbții de  $\text{SO}_2$  se produc și pe suprafețe cuticulare umede, dar prezintă o importanță minoră. Numărul de stomate și mărimea diafragmei joacă roluri majore în absorbția  $\text{SO}_2$ , la fel ca factorii de reglare care pot afecta turbulența celulelor de protecție, cum ar fi umiditatea, viteza vântului, lumina și temperatura. Leziunile la nivelul frunzei au fost clasificate în două tipuri: acute sau cronice. Afectarea acută este cauzată de absorbția concentrațiilor mari de  $\text{SO}_2$  într-un timp relativ scurt, ceea ce duce la acumulare rapidă de sulfat care este toxic pentru procesele metabolice ce au loc în celulele mezofile. Leziunile cronice sunt cauzate de absorbția pe termen lung a  $\text{SO}_2$  la concentrații sub-letale. Sulfatul format este oxidat la sulfat la aproximativ aceeași viteză pe care gazul este absorbit. Atunci când sulfatul se acumulează peste valoarea pragului pe care celulele plantelor o pot tolera, apare o leziune cronică. Se estimează că sulfatul este de aproximativ 30 de ori mai puțin toxic decât sulfatul (Thomas, 1951).

Leziunile cronice se manifestă ca o îngălbenire sau cloroză a frunzei, uneori de la suprafețele inferioare la cele superioare pe frunze largi (Brisley et al., 1959). La conifere, inițial se produce o culoare galben-verzui a acelor, apoi se schimbă în roșiatic-maroni, începând de la vârfuri și dezvoltându-se spre bază. Rata metabolismului este redusă în frunzele care prezintă leziuni cronice (Linzon, 1969).

Tomas M. D. și colegii (1935) au demonstrat că absorbția de SO<sub>2</sub> a fost corelată cu umiditatea. Alți cercetători au demonstrat că prezența SO<sub>2</sub> în aer stimulează deschiderea stomatală sau închiderea acestora, ambele fiind reglate de umiditatea relativă și concentrațiile SO<sub>2</sub> și CO<sub>2</sub> în aerul atmosferic (Majernik et Mansfield, 1970, 1971, 1972; Menser et Heggestad, 1966). A fost demonstrat la *Vicia faba* (Broad Bean Field) că concentrațiile scăzute de SO<sub>2</sub> au stimulat conductivitatea stomatală în 15 minute de la expunere și că aceasta a persistat timp de câteva zile (Black et Unsworth, 1980). Acest lucru s-ar putea datora distrugerii extinse a celulelor epidermice adiacente stomatelor (Black C. R. et Black V. J, 1979a). Concentrațiile ridicate de SO<sub>2</sub>, pe de altă parte, au provocat adesea dezorganizarea ultracelulară severă (Black C. R. et Black V. J, 1979b).

Toleranța diferită a speciilor de plante la SO<sub>2</sub> în condiții biofizice similare sugerează că diferențele fine în mecanismele biochimice și fiziologice care funcționează în diferite plante ar putea influența sensibilitatea unei anumite instalații la SO<sub>2</sub>. Cercetătorii au sugerat că leziunea plantelor de către SO<sub>2</sub> depinde de rata de absorbție a acestuia (Thomas et al., 1978; Carlson, 1979). Furukawa și colegii (1980) au constatat corelații foarte semnificative între leziunea foliară și cantitatea de SO<sub>2</sub> absorbită; plantele sensibile la SO<sub>2</sub> au absorbit cantități mai mari de gaz decât cele rezistente la acestea.

Begu A. (2010) citează (Guderian et Stratmann, 1962; Stratmann, 1963; Hoislbauer, 1979) menționând că gradul concentrațiilor toxice de SO<sub>2</sub> în atmosferă pentru o serie de plante agricole și forestiere, la limita de jos a concentrației SO<sub>2</sub> nu afectează permanent plantele, dar concentrațiile mai mari au o influență negativă semnificativă asupra creșterii, recoltei și calității producției. Astfel, pentru molid (*Picea abies*), pin (*Pinus sylvestris*), larice (*Larix europaea*), fag (*Fagus sylvatica*) și stejar (*Quercus pedunculata*) valorile pragului pentru SO<sub>2</sub>



constituie 0,57 – 0,68 mg/m<sup>3</sup>, îndeosebi când acțiunea poluantului este periodică, cu intervale mari lipsite de poluare.

Toxicitatea poluantului este destul de înaltă atât în cazul supunerii plantelor periodic la concentrații înalte, ce intensifică afectarea acută, cât și în cazul supunerii concentrațiilor joase îndelungate cu efect acumulativ, ce nu posedă intervale lipsite de poluare, în care plantele ar putea să-și regenereze sistemele afectate. În experiențe asupra lariceii (*Larix europaea*) a fost dedus că necroza frunzelor se intensifică la gazarea cu SO<sub>2</sub> în concentrație de 0,45 mg/m<sup>3</sup> aer pe parcursul a 2 ore (Gupta et Iqbal, 2005).

Absorbția de către plante a dioxidului de azot depinde de deschiderea stomatală, astfel în timpul zilei aceasta este mai mare decât în timpul nopții (Kaji et al., 1980; Zeevaart, 1976). Formarea azotatului (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) și a nitritului (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) a fost demonstrată în plante fumigate cu NO<sub>2</sub>. Nitritul este mai toxic decât azotatul, iar în multe plante este detoxifiat prin mecanisme enzimatice până la o anumită concentrație. Plantele absorb NO<sub>2</sub> mai rapid decât NO deoarece NO<sub>2</sub> reacționează rapid cu apa, în timp ce NO este aproape insolubil. Experimentele de fumigație, efectuate de Kaji și colegii, folosind NO<sub>2</sub> au demonstrat că acesta este ușor convertit în NO<sub>3</sub><sup>-</sup> și NO<sub>2</sub><sup>-</sup> înainte de utilizarea ulterioară în metabolismul plantei. Leziunea NO<sub>2</sub> la plante apare ca urmare a acidifierii, sau datorită procesului de fotooxidare.

A fost demonstrat fotosinteza scăzută la expunerea plantelor la NO și NO<sub>2</sub>, chiar și la concentrații care nu produc leziuni vizibile (Bieberdorf et al., 1958; Hill et Bennett, 1970; Capron et Mansfield, 1976;). Efectul combinat al celor două gaze a fost dublu; efectul NO a fost totuși mult mai rapid decât efectul NO<sub>2</sub>. Srivastava și colegii au demonstrat o scădere a fotosintezei la *Phaseolus vulgaris* care a fost legată de concentrația de NO<sub>2</sub> și de durata expunerii (Srivastava et al., 1975). Zeevaart (1976) a menționat pe baza unei vătămări vizibile, că NO<sub>2</sub> a inhibat puternic sinteza pigmentului în frunzele în curs de

dezvoltare, deoarece dezvoltarea clorozei a fost, în general, dependentă de lumină, este posibil ca procesele fotooxidative să fi afectat pigmenții.

Acești oxizi, în concentrații mici, determină necrozarea și căderea frunzelor plantelor. Prin expunerea plantelor într-o atmosferă de  $\text{NO}_2$ , la o concentrație de 25 ppm, se produce căderea frunzelor în timp de o oră. Același fenomen se produce în timp de 35 de zile, prin expunerea plantelor la o concentrație de 0,5 ppm de  $\text{NO}_2$ . Toxicitatea oxizilor de azot crește foarte mult prin sinergism cu alte substanțe toxice. Acidul azotic rezultat în urma reacției dioxidului de azot cu apa contribuie la apariția fenomenului de coroziune a construcțiilor metalice, provocând distrugerea lor. Acidul azotic formează azotați cu diferiți cationi, prezenți în atmosferă.

Ozonul ( $\text{O}_3$ ), similar cu  $\text{SO}_2$ , poate da naștere radicalului superoxid ( $\text{O}_2^-$ ), care poate produce și alți radicali cum ar fi  $\text{OH}^-$ ,  $\text{O}_2$  și  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Acești radicali pot oxida diferiți metaboliți celulari (Asada, 1980). Un număr de constituenți ai membranei cum ar fi grupările SH, aminoacizii, proteinele și acizii grași nesaturați sunt afectați de  $\text{O}_3$  ca urmare a atacului radicalilor liberi (Joshi et Swami, 2009). Efectul  $\text{O}_3$  asupra respirației este variabil; poate stimula sau poate inhiba respirația plantelor (Todd, 1958; MacDowell, 1965; Barnes et Wellburn, 1998; Chakrabarti et al.). Expunerea la ozon a inhibat respirația și a frunzelor de *Nicotiana tabacum* (Iqbal, 1985). La *Phaseolus vulgaris*, după 24 ore de expunere la  $\text{O}_3$  a apărut o stimulare semnificativă a respirației.

Cercetările denotă pe parcursul anului,  $\text{O}_3$  depășește în medie de 2 ori fondul natural, ceea ce reduce recolta agricolă cu 5-10% și sporește vulnerabilitatea fitocenozelor din Republica Moldova (Bobeica, 1986).

Rezultatele unor studii sugerează că fiziologia stomatelor poate fi afectată în mod diferit la amestecurile poluante în comparație cu un singur poluant. Astfel, în *Phaseolus vulgaris*, ratele de transpirație au fost stimulate individual de  $\text{SO}_2$  și  $\text{NO}_2$ , dar au fost inhibitate de un amestec al celor două gaze (Ashenden, 1979). Au fost raportate efecte

sinergice asupra închiderii stomatelor și a leziunilor vizibile la *Helianthus annuus* ca răspuns la un amestec  $O_3$  și  $NO_2$  (Omasa et al., 1980). Într-o serie de specii de plante agricole, rezistența stomatelor a crescut mai mult ca răspuns la un amestec  $SO_2$ - $O_3$  decât la acești poluanți aparte (Beckerson et Hofstra, 1979 *a, b*). Modificările răspunsurilor stomatelor ar influența absorbția fiecărui poluant din amestecurile poluante. Elkley și Ormrod au menționat că la *Petunia hybrida*, cantitatea de  $SO_2$  și  $O_3$  absorbită dintr-un amestec a fost, în general, mai mică decât cea a unui singur poluant (Elkley et Ormrod, 1980). În mod similar, absorbția de  $SO_2$  la *Pinus banksiana* și *Betula papyrifera* a fost mai mică în plantele tratate cu un amestec de  $SO_2$  și  $NO_2$  decât în cele expuse doar la  $SO_2$  (Bolea și Chira, 2008).

Efectul unui amestec de poluanți asupra fotosintezei ar putea fi influențat de concentrația de  $CO_2$  din atmosferă. Hou și colegii (1977) au observat că la concentrația ridicată de  $CO_2$ , fotosinteza în *Medicago sativa* a fost mai puțin inhibată de amestecul de  $SO_2$  și  $NO_2$  decât la o concentrație scăzută de  $CO_2$ . Alte condiții de mediu pot modifica, de asemenea, răspunsul fotosintetic la amestecurile poluante; de exemplu, plantele expuse la un amestec de  $SO_2$  și  $O_3$  au prezentat o reducere sinergetică în fotosinteză, dar efectul a fost mai mare la intensități scăzute ale luminii și umidității ridicate decât la intensități mari ale luminii și umiditate scăzută (Carlson, 1979).

Cele mai multe plante evoluează într-un mediu predominant gazos. Atunci când compoziția acestui mediu depășește limitele critice ale adaptării și toleranței, stresul este impus și componentele cele mai sensibile ale sistemului începe să funcționeze defectuos. Indiferent de poluantul atmosferic, impactul implică invariabil interacțiuni cu unul sau mai multe procese metabolice biochimice. Expuse mai întâi sunt stomatele și celulele lor de pază, care pot reacționa mai întâi dacă sunt suficient de sensibile. Gazul trece apoi în spațiile intercelulare pentru a se dizolva pe suprafețele interne umede, contactând în mod caracteristic

și influențând membranele și pH-ul celular. Prin penetrarea membranei citoplasmice, un poluant este relativ liber să atace organele din interiorul și substanțele pe tot parcursul procesului.

În Republica Moldova, cercetări privind impactului ecologic al emisiilor auto asupra diversității biologice au fost efectuate sporadic, astfel Dionisie Boaghie (1998) a menționat că spațiile verzi de-a lungul arterelor de circulație și în scuaruri sunt prezente prin 103 specii de plante lemnoase. Pe arterele de circulație domină în deosebi speciile de arbori: *Platanus acerifolia*, *Aesculus hippocastanum*, *Populus pyramidalis* și *P. canadensis*, *Robinia pseudoacacia*, *Ulmus laevis*, *Ulmus caprifolia*, *Ulmus pumila*, *Cerasus vulgaris*, *Gleditsia triacanthos*, *Acer platanoides* și *A. pseudoplatanus*, *Tilia argentea*, *Fraxinus viridis* și *F. excelsior*, arbuști (*Ligustrum vulgare*, *Symphoricarpos albus*, *Syringa vulgaris*, *Spiraea Vanhouttei*, *Forsythia intermedia*, *Buxus sempervirens*); liane (*Vitis vinifera*, *Parthenocissus quinquefolia* și *Clematis vitalba*); forme decorative (*Juniperus communis* f. "Hibernica", *Robinia pseudoacacia* f. "Umbraculifera" și "Pyramidalis", *Quercus robur* f. "Fastigiata", *Morus alba* f. "Pendula" și "Pyramidalis", *Fraxinus excelsior* f. "Pendula"). Autorul menționează că reacția plantelor lemnoase la poluarea atmosferei este în strictă dependență de particularitățile biologice la condițiile nocive. Potrivit lui, mai sensibile la substanțe nocive sunt speciile: *Acer pseudoplatanus*, *Armeniaca vulgaris*, *Aesculus hippocastanum*, *Catalpa speciosa*, *Forsythia intermedia*, *Hibiscus siriacus*, *Populus canadensis*, *Populus pyramidalis*, *Sorbus aucuparia* și *Picea abies*; mai puțin sensibile: *Acer negundo*, *Philadelphus coronarius*, *Syringa vulgaris*, *Tilia argentea*, *Picea pungens* și *Pinus nigra*.

În rezultatul cercetărilor, Palancean A., Boaghe D. (1995) au stabilit speciile rezistente la substanțele nocive, sensibilitatea unor specii lemnoase la concentrația și durata de acțiune a unor substanțe nocive. Ei menționează că o rezistență sporită la substanțele nocive o

au: salcâmul de turkestan, stejarul, teiul cu frunză mare și argintiu, plopul canadian, paltinul de câmp, nucul, liliacul obișnuit, molidul argintiu și pinul negru (Parascan și Danciu, 2001).

Multe plante sunt indicatori foarte buni ai poluării mediului înconjurător, deoarece, pe de o parte, ele răspund repede la schimbările calității mediului iar pe de altă parte, datorită particularităților acumulative, absorb substanțele toxice din mediul înconjurător. Plantele inferioare, în acest sens, sunt mai sensibile decât plantele superioare (Crețu, 2006). În lucrarea de față autoarea își propune drept scop evaluarea calității aerului și apei în parcul Valea Trandafirilor, prin utilizarea bioindicatorilor. Diversitatea speciilor, gradul de toxitoleranță și abundența lichenilor din ecosistemul studiat denotă că parcul Valea Trandafirilor reprezintă o zonă de recreație cu aer moderat poluat ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ : 0,1- 0,2  $\text{mg}/\text{m}^3$  aer) cu tendințe spre o zonă cu aer poluat ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ : 0,2-0,3  $\text{mg}/\text{m}^3$  aer).

Poluanții atmosferei, determinați de funcționarea mai multor surse de poluare, atât staționare, cât și mobile, sunt răspândiți la distanțe mari în funcție de un șir de factori. Astfel, efectele rezultate din acțiunea directă, precum și indirectă a poluanților atmosferici asupra componentelor mediului, pot fi înregistrate în regiuni îndepărtate surselor de poluare, chiar și în afara hotarelor statului respectiv (Crețu și Begu, 2006).

Ala Donica (2007) în lucrarea „Evaluarea stării ecologice din principalele zone de recreație ale mun. Chișinău în baza ecobioindicației”, în baza bioindicației a demonstrat faptul că majoritatea zonelor de recreație din nordul municipiului sunt mai puțin poluate atmosferic, în deosebi cu  $\text{SO}_2$  comparativ cu zonele de recreație din Centru și din Sudul municipiului (Grădina Botanică și parcul Valea Farmecelor), amplasate în nemijlocita apropiere de căi cu trafic auto foarte intens. Tot aici, la fel în baza bioindicației a demonstrat că terenurile din Sudul sectorului Botanica (intervalul Grădina Botanică -

Aeroport) sunt cele mai poluate atmosferic, atât cu SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, cât și cu metale grele (îndeosebi Pb, Cu, Ni,) comparativ cu terenurile din N sectorului Ciocana (intervalul str. I. Vieru – Uzina de Calculatoare), care este considerat o zonă cu poluare ușoară. Astfel, ea recomandă extinderea spațiului locativ, precum și zonelor de recreație (din punct de vedere al purității aerului) spre sectorul Ciocana și nici de cum cele din sectorul Botanica. Adam Begu, (2010) facând sinteza literaturii privind răspunsul ecobioindicatorilor la anumiți poluanți menționează că plantele sunt sensibile către un spectru larg de poluanți, manifestând reacții specifice de răspuns, care pot sta la baza indicației calității mediului. Plantele indicatoare pot fi utile în depistarea anumitor poluanți, precum și în efectuarea unui control, la moment și supravegherea automată continuă, asupra calității mediului. Reacția de răspuns a organismelor este specifică pentru anumiți componenți ai complexului larg de poluanți și ne vorbește despre impact, pe când rezultatele analizelor chimice și fizice pot fi utile în determinarea pericolului la care sunt supuse obiectele biologice. Autorul menționează că factorii geografici determinanți în distribuirea poluanților au fost poziția geografică a sursei de poluare și direcția NV a vânturilor dominante. Densitatea mare a surselor de poluare din zona de Centru și celor dislocate în sudul sectoarelor Ciocana și Râșcani, au contribuit la poluarea accentuată a zonei de Centru, iar sub influența vânturilor – și a celor din sectorul Botanica.

Conform aceluiaș autor (Begu, 2011), rezultatele monitoringului biologic activ al calității aerului din mun. Chișinău demonstrează ca sectoarele Centru și Botanica sunt cele mai afectate de emisiile poluante: SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, formaldehide, sectorul Botanica, în mare măsură devenind victima deplasării frontale de poluanți din sectoarele Centru și Ciocana datorită vânturilor dominante de la NV spre SE.

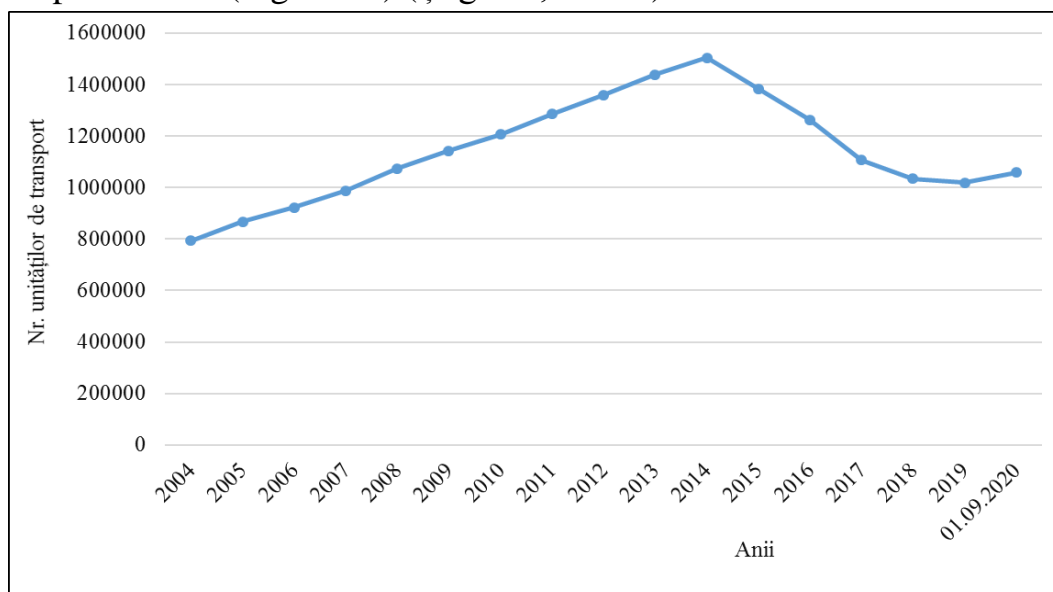
În cadrul lucrării „Riscurile poluării aeriene asupra speciilor edificatoare și ecobioindicatoare din cadrul rețelei de monitoring

forestier” autorul a demonstrat că efectele poluării aeriene cu metale grele și SO<sub>2</sub>, este drept una dintre cauzele de bază a degradării mediului, ceea ce avertizează despre riscul acidifierii, în general, și distrugerii clorofilei speciilor edificatoare, în particular (Brașoveanu, 2014*b*).

## II. DINAMICA NUMĂRULUI UNITĂȚILOR DE TRANSPORT AUTO ÎN ECOSISTEMELE URBANE

### 2.1. Dinamica numărului unităților de transport auto în profil administrativ – teritorial.

Conform Centrului Resurselor Informaționale de Stat „Registru” situația privind numărul unităților de transport înregistrate în Republica Moldova în anul 2004 era de 793 436 unități ca la 01 septembrie 2020 acesta să fie 1 058 227 unități, ceea ce reprezintă o creștere cu circa 33% timp de 16 ani (Fig. 2.1.1) (Țugulea, 2016a).

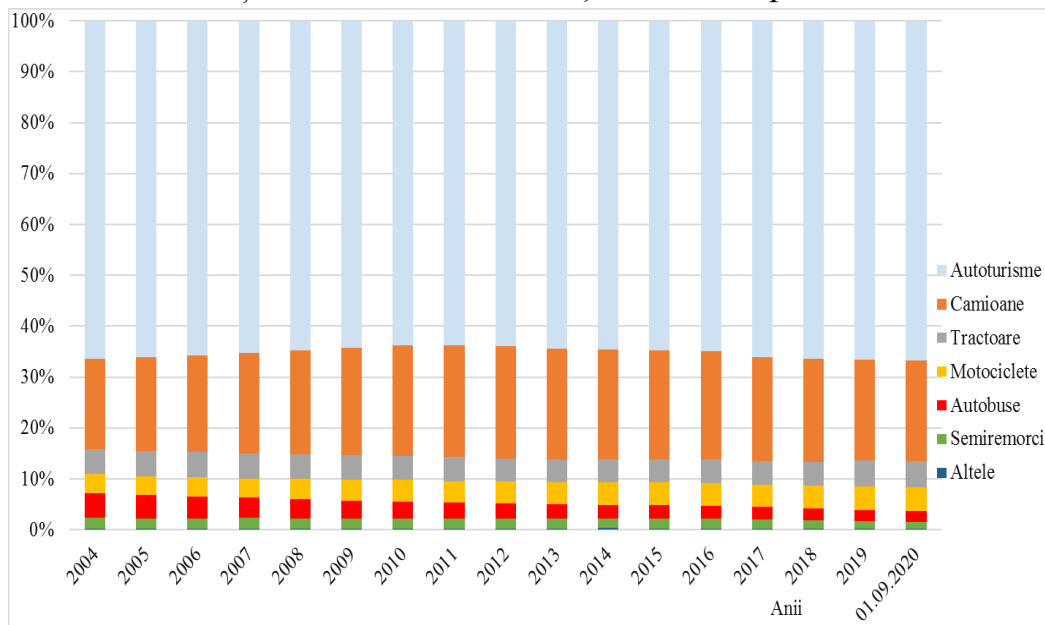


#### 2.1.1 Dinamica numărului unităților de transport din Republica Moldova în perioada anilor 2004 - 2020 [Efectuat de autor în baza datelor <http://www.asp.gov.md/ro/rst>]

Numărul unităților înregistrate pe teritoriul Republicii Moldova variază de la an la an. Astfel cea mai înaltă cotă a fost înregistrată în anul 2014 – 1 504 385 unități după care urmează o scădere până la 1 018 185 unități în 2019. Aceasta este determinată, cel mai probabil, din cauza crizei economice la nivel mondial și a unor modificări legislative ce au dus la radierea din Registrul de stat al transporturilor a unităților



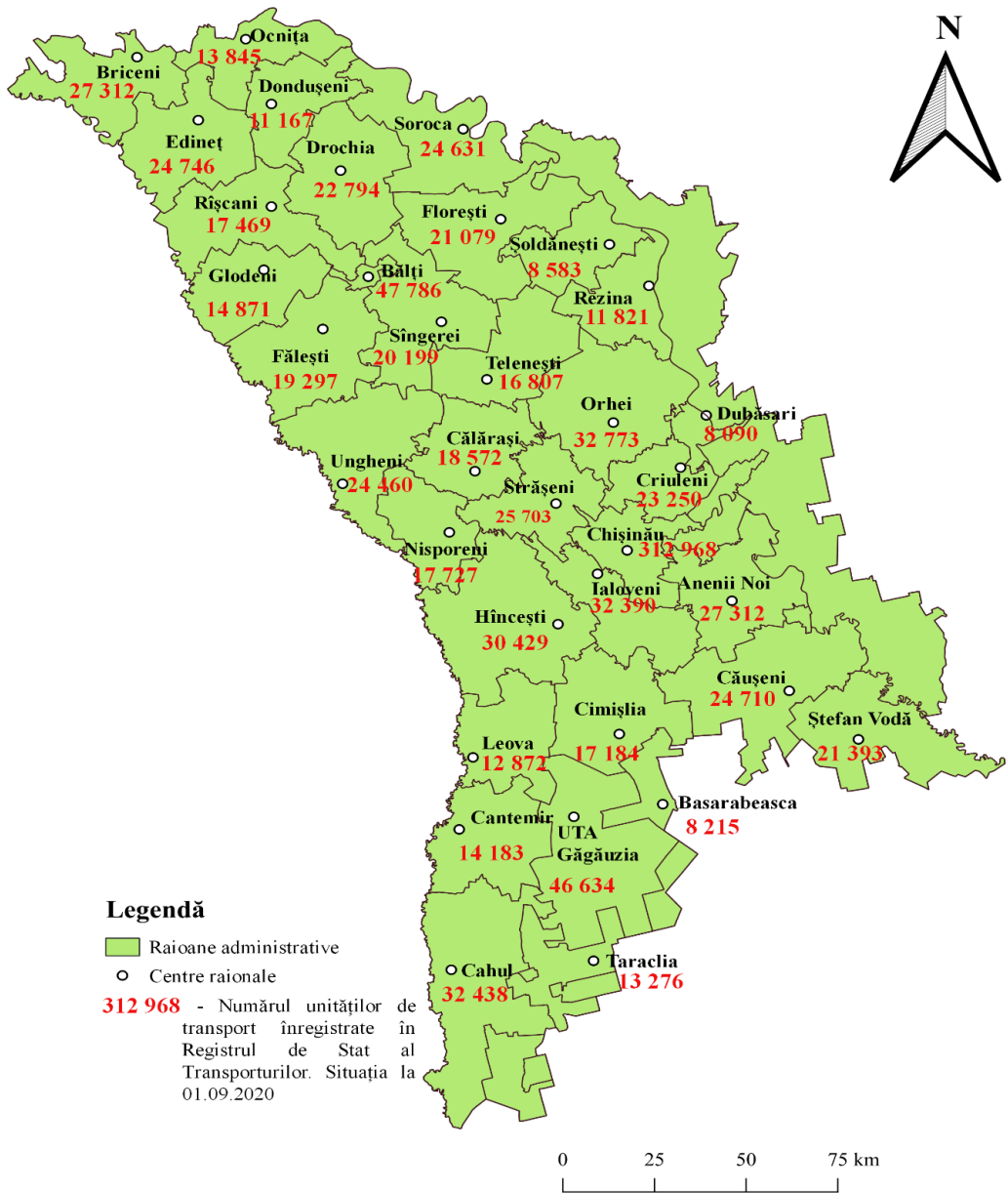
învechite deținute de anumiți agenți economici. La nivelul anului 2020 se observă o creștere a numărului unităților de transport.



**2.1.2 Dinamică modificării cotei/structurii transportului auto în Republica Moldova (2004-2020)** [Efectuat de autor în baza datelor <http://www.asp.gov.md/ro/rst>]

Conform Registrului de stat al transporturilor auto, în perioada analizată, cea mai înaltă cotă o deține autoturismele cu cca 65%, urmată de camioane cca 20%, iar tractoarele, motocicletele, autobuzele și altele constituie cca 15% (Fig. 2.1.2).

Datele disponibile la Agenția Servicii Publice demonstrează că cel mai mare număr al unităților de transport înregistrate în Registrul de stat al transporturilor sunt în mun. Chișinău – 312968, urmată de mun. Bălți – 47786 și UTA Găgăuzia cu 46634 unități (Fig. 2.1.3). Acestea centre municipale sunt cele mai dezvoltate din punct de vedere economic, administrativ cât și cultural.



**Fig. 2.1.3. Distribuția numărului unităților de transport auto în profil administrativ – territorial** [Efectuat de autor în baza datelor <http://www.asp.gov.md/ro/rst/>]

Municipiile Orhei, Cahul, Hîncești cât și raionul Ialoveni au înregistrate circa 30000 unități fiecare. La polul opus cu cel mai mic număr al unităților de transport înregistrate sunt raioanele: Dubăsari – 8090, Basarabeasca – 8215 și Șoldănești – 8583.

## **2.2. Distribuția numărului unităților de transport pe principalele artere de circulație ale ecosistemelor urbane.**

Fluxul de transport auto pe arterele de circulație este determinat de perioada zilei. Astfel, în EUC au fost efectuate numărători al unităților de transport în dependență de categorie și oră. Înregistrările au fost efectuate în luna iulie a anului 2014.

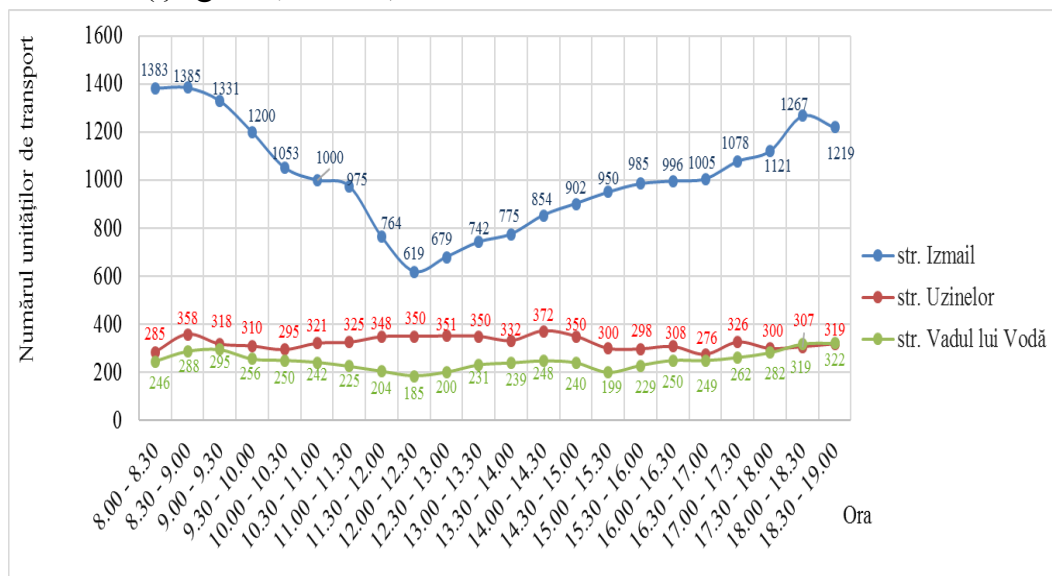
Datele din Figura 2.2.1 demonstrează, că orele de vârf pe str. Vadul-lui-Vodă sunt dimineața între orele 9<sup>00</sup>-9<sup>30</sup>. Aici au fost înregistrate 100 autoturizme, 90 automobile de mare tonaj și 105 autobuze. Începând cu orele 9<sup>30</sup>-10<sup>00</sup> intensitatea fluxului de transport scade treptat. Seara orele de vârf sunt între 17<sup>30</sup>-19<sup>00</sup> cu cel mai înalt flux de transport auto în perioada orelor 18<sup>00</sup>-19<sup>00</sup> și când sunt înregistrate 129 autoturizme, 106 – automobile de mare tonaj și 87 autobuze (Țugulea, 2016a).

Pe str. Ismail, dimineața, perioada de vârf sunt orele 8<sup>30</sup>-9<sup>00</sup>, fluxul maximal de transport auto constituie 864 autoturizme, 415 automobile de mare tonaj și 94 autobuze, după care intensitatea fluxului de transport auto foarte lent se diminuează. Seara ora de vârf este 18<sup>00</sup>-18<sup>30</sup>, când numărul unităților de transport constituie 912 autoturizme, 271 automobile de mare tonaj și 84 autobuze, în total fiind 1267 de unități.

Pe str. Uzinelor perioada de vârf a zilei de lucru este în perioada 8<sup>30</sup>-9<sup>00</sup> și constituie 324 autoturizme, 7 automobile de mare tonaj și 24 autobuze, iar seara orele de vârf sunt între 18<sup>30</sup> și 19<sup>00</sup>, constituind 314 autoturizme, 1 de mare tonaj și 4 autobuze.

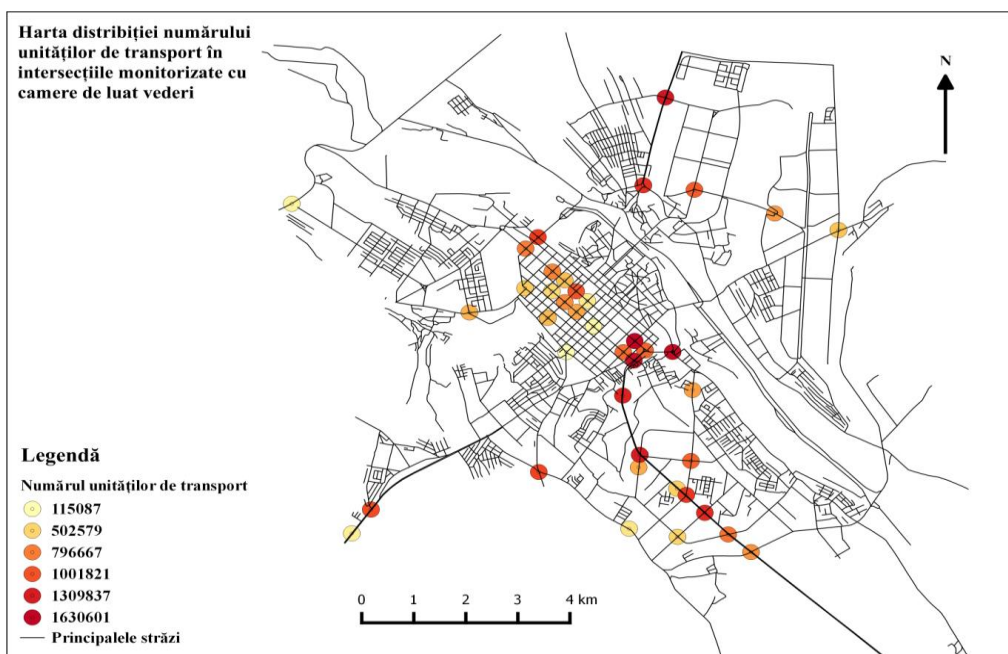
Cel mai mare număr de unități de transport auto este pe str. Ismail. Aici în orele de vârf intensitatea fluxului de transport depășește pe cea

de pe str. Vadul-lui-Voda și Uzinelor de cca 7 ori. Acest fapt confirmă că și impactul (volumul de emisii) cauzat de transportul auto de pe str. Izmail depășește de multe ori pe cel de pe str. Vadul-lui-Vodă și Uzinelor (Țugulea, 2016b).



**Fig. 2.2.1. Fluxul transportului auto în dependență de perioada zilei de lucru pe unele străzi din Chișinău**

Tot pentru anul 2014 a fost obținută informația de la Serviciul Tehnologiilor Informaționale a MAI privind numărul unităților de transport ce traversează intersecțiile dotate cu camere de supraveghere a traficului auto. Astfel, cele mai aglomerate sunt intersecțiile: bd. Ștefan cel Mare cu str. Izmail, str. Negruzi cu bd. Gagarin și bd. D. Cantemir, str. București cu Ciuflea cu un trafic de peste 1,6 mln unități lunar. Acestea sunt cele mai aglomerate intersecții deoarece este centru orașului iar în imediata apropiere se întâlnește piața centrală, Gara auto Centru, etc. Strada Izmail este direcția pentru gările auto din oraș, (Gara auto Centru, Gara auto Nord și Gara auto Sud-Vest) din această cauză fluxul auto este intens.

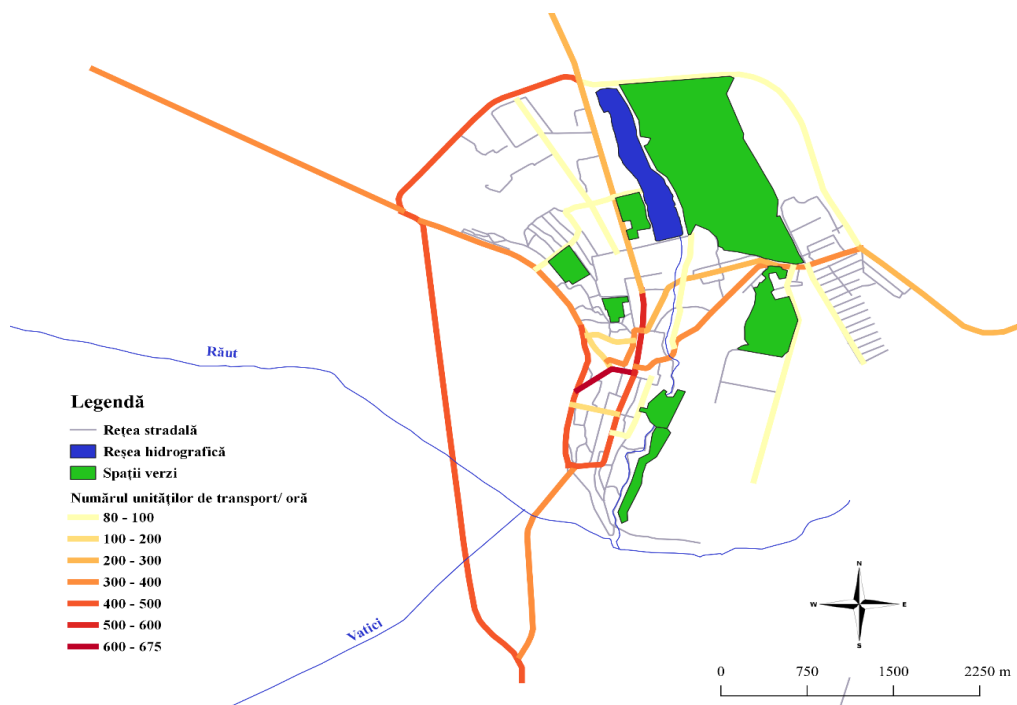


**Fig. 2.2.2. Schema distribuției lunare a numărului unițărilor de transport ce traversează intersecțiile dotate cu camere de supraveghere auto din or. Chișinău**

Bulevardul Dacia la fel este destul de încărcat. Cele mai aglomerate fiind intersecțiile: bd. Dacia cu str. Hristo Botev, bd. Dacia cu str. Cuza Vodă, bd. Dacia cu str. Decebal cu un flux de peste 1 mln. unități de transport pe lună.

Intersecțiile str. Calea Orheiului cu str. Studenților și cercul auto Str. Calea Orheiului cu str. Alecu Russo este destul de încărcată cu un flux auto de peste 1mln unități de transport lunar. Acest flux se explică prin faptul că din direcția or. Orhei vine un număr masiv de unități de transport cât și din suburbiile orașului Chișinău.

O altă intersecție dotată cu camere de luat vederi și destul de încărcată este și str. Mihai Viteazu cu str. Columna cu un flux de peste 1 mln. unități lunar. Aici este monitorizat traficul din direcția or. Ungheni spre Gara auto Nord cât și traficul urban din direcția sect. Buiucani spre sectorul Rîșcani și Ciocana cât și viceversa.



**Fig. 2.2.3 Schema distribuției numărului unităților de transport pe principalele artere de circulație din or. Orhei**

Intrările în oraș din suburbii dotate cu camere de luat vederi cu un flux mai redus de transport sunt din direcția: or. Ialoveni cu un trafic de circa 350 mii unități lunar; Anenii noi cu un trafic de circa 470 mii unități lunar, și str. Studenților intersecție cu N. Milescu Spătaru cu un trafic lunar de 450 mii unități de transport (Țugulea, 2016a).

Pentru or. Orhei, la fel ca și pentru Chișinău, cea mai aglomerată cu transport auto este zona gării dar și a pieței. Strada Mihai Eminescu este traversată de 675 unități/oră, urmată de str. Vasile Lupu – 400-500 și Mihail Sadoveanu cu cca 400 unități (Fig. 2.2.3). Cel mai mic trafic auto este pe străzile periferice.

Cea mai mare parte a traficului tranzit este efectuat pe traseul de centură a or Orhei M2 cu cca 400 unități/oră. Transportul de mare tonaj este efectuat anume pe tronsonul de centură unde și sunt amplasate cele mai mari întreprinderi din oraș: Fabrica de conserve Orhei-Vit, Vinăria Chateau Vartely, Fabrica de cablaje auto „SBN”, etc.

Orașul Bălți, comparativ cu or. Orhei, are trafic auto mult mai mare. Cel mai sporit număr a fost înregistrat pe str. Ștefan cel Mare în perimetrul str. Nicolae Iorga cu Drumul de ocolire a or. Bălți – 1806 unități/oră. Ținând cont că pe acest segment de drum se află gara auto Bălți, predomină deplasarea autoturismelor, dar și un număr mult mai mare de autobuze și microbuze care fac conexiuni cu celelalte localități (Fig. 2.2.4). Cu un număr puțin mai redus este str. Ștefan cel Mare pe segmentul str. Decebal și Nicolae Iorga cu un trafic de 1739 unități predomină deplasarea autoturismelor. Str. Ștefan cel Mare este urmată de str. Nicolae Iorga cu 1248 unități/oră. Aceste segmente de drum, deși sunt practic în centrul orașului sunt cele mai aglomerate cu transport auto. Transportul auto de mare tonaj pe aceste străzi este restricționat, doar cele cu capacitate mai mică în scopul aprovizionării cu cele necesare a unor întreprinderi.



**Fig. 2.2.4 Schema distribuției numărului unităților de transport pe principalele artere de circulație din or. Bălți**

Strada Traian, deși se află la periferia orașului este traversată în medie de 1140 unități/oră. Predomină autoturismele, dar este intens circulată și de transportul de mare tonaj. Anume pe acest tronson de drum sunt transportate încărcăturile grele.

Străzile dintre cartierele orașului sunt traversate de un număr mult mai redus de transport auto comparativ cu cele principale. Aici numărul variază între 300 și 650 unități/oră.

### **2.3. Estimarea emisiilor auto în baza consumului de combustibili**

Calcularea emisiilor poate fi efectuată în baza consumului de combustibil conform EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook, 2013, nivelul II. Astfel transportul auto este clasificat în 4 categorii:

<b>Codul NFR</b>	<b>Tipul de transport</b>
1.A.3.b.i	autoturisme
1.A.3.b.ii	vehicule ușoare (< 3.5 t)
1.A.3.b.iii	vehiculele grele (> 3.5 t) și autobuze
1.A.3.b.iv	motorete și motocicletă

În baza numărărilor efectuate privind numărul unițăților de transport pe principalele artere de circulație din ecosistemele urbane dar și categoria de clasificare a transportului putem calcula volumul poluanților emanat în atmosferă pe un segment de stradă.

Pe exemplul ecosistemului urban Chișinău au fost efectuate calcule privind compoziția, dar și concentrația gazelor de eșapament de proveniență auto.

Analizând figura 2.2.1 constatăm, că cel mai mare număr de unități de transport auto este pe str. Ismail. Aici în orele de vârf intensitatea fluxului de transport depășește pe cea de pe str. Vadul-lui-Voda și Uzinelor de cca 7 ori. Acest fapt confirmă că și impactul (volumul de

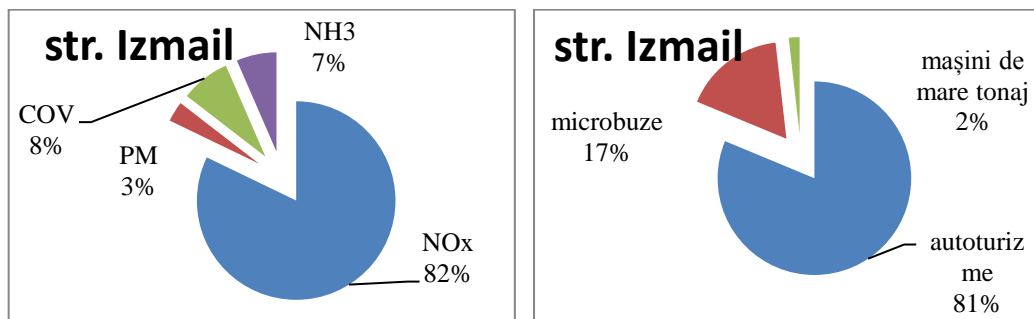


emisiile) cauzat de transportul auto de pe str. Izmail depășește de multe ori pe cel de pe str. Vadul-lui-Vodă și Uzinelor.

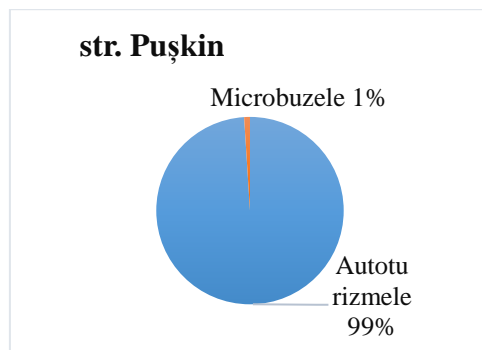
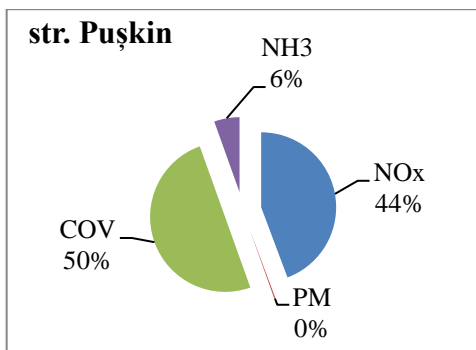
Pentru cele mai aglomerate străzi din EUC am analizat contribuția principalilor poluanți proveniți în urma traficului rutier în dependență de categoria de transport.

Astfel pentru str. Izmail (fig. 2.3.1) dintre cei patru poluanți analizați se observă că NO<sub>x</sub> are cea mai mare pondere, de 82% urmată de COV cu 8%, NH<sub>3</sub> cu 7% și PM – 3%, iar pentru transport 81% revine autoturismelor, 17% microbuzelor și 2% unităților de mare tonaj, inclusiv autobuzelor.

Pentru a stabili rolul mașinilor de mare tonaj privind conținutul emisiilor am comparat rezultatele obținute pentru str. Izmail cu cele de pe str. Pușkin (fig. 2.3.2), unde autoturismele constituie 99%, iar microbusele 1%. Pe această porțiune de drum automobilele de mare tonaj nu circulă. Conținutul poluanților în emisiile produse de transport ne demonstrează că COV provin în cea mai mare măsură de la arderea benzinei de către motoarele autoturismelor, la fel ca și conținutul de NH<sub>3</sub>. În cazul str. Pușkin, NO<sub>x</sub> constituie 44%, COV – 50% și NH<sub>3</sub> – 6%



**Fig. 2.3.1 Cota poluanților și a tipurilor de transport auto pe str. Izmail**



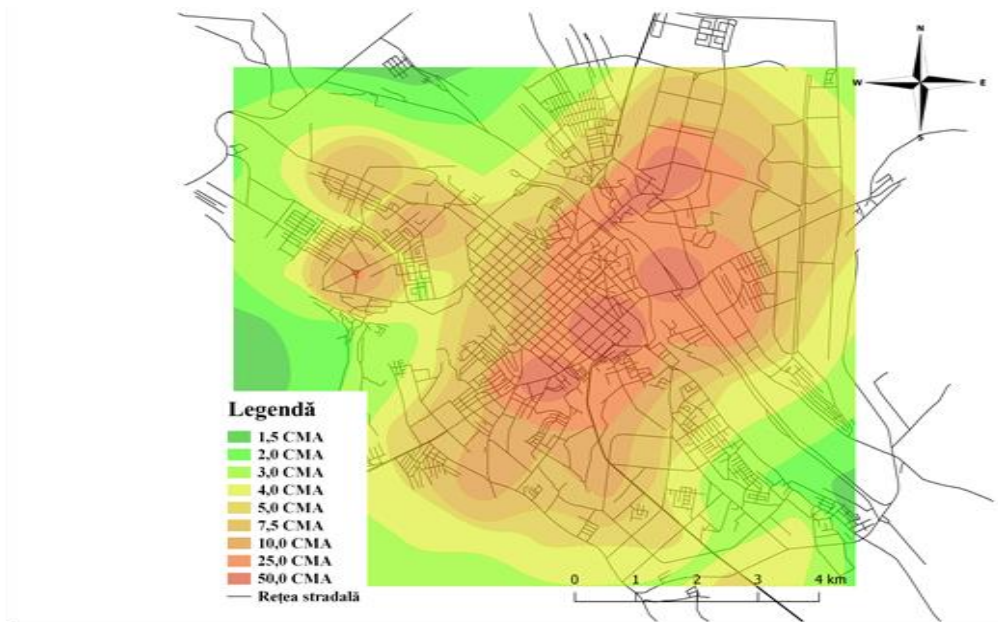
**Fig. 2.3.2. Cota poluanților și a tipurilor de transport auto pe str. Puşkin**

Sintetizând datele privind emisia poluanților proveniți de la transportul auto am modelat cartografic distribuția spațială a acestora. Analizând materialul obținut (fig. 2.3.3 – 3.3.5), observăm că cea mai poluată cu poluanți proveniți în urma arderii combustibililor auto, este sectorul centru.

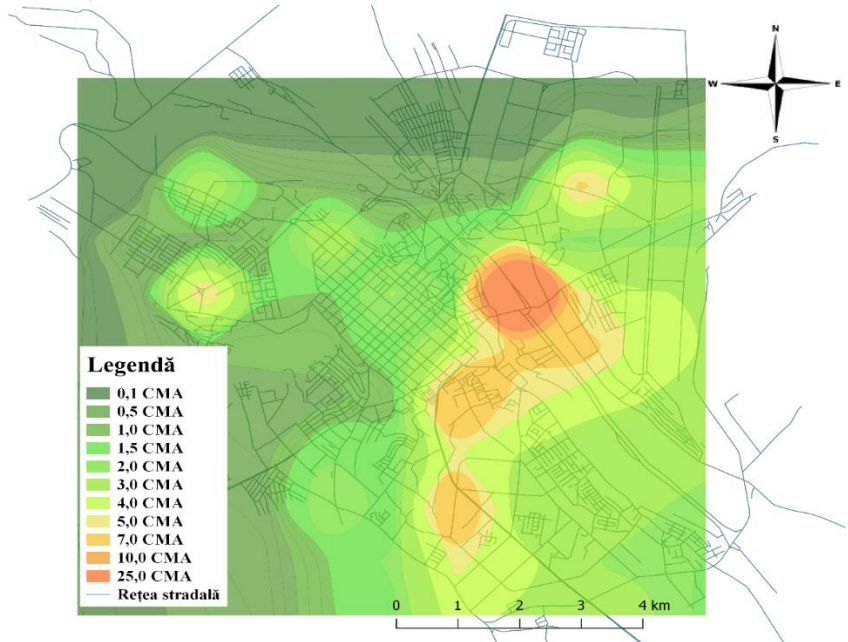
Concentrațiile mai ridicate a poluanților auto au fost înregistrate în apropierea străzilor intens circulate de transport, în special în orele de vârf. Distribuția și dispersia acestora în atmosferă depinde de diferiți factori (viteza și direcția vântului, stabilitatea atmosferică, distanța de la sursa de emisie, concentrația inițială a substanței nocive, etc.).

Pentru principalele artere de circulație din sectorul centru al EUC se observă că cele mai mari depășiri ale CMA pentru NO<sub>2</sub> sunt înregistrate în intersecțiile cu trafic auto intens. Astfel cea mai mare depășire se observă în perimetrul str. Izmail cu 25 CMA (Fig. 2.3.3)

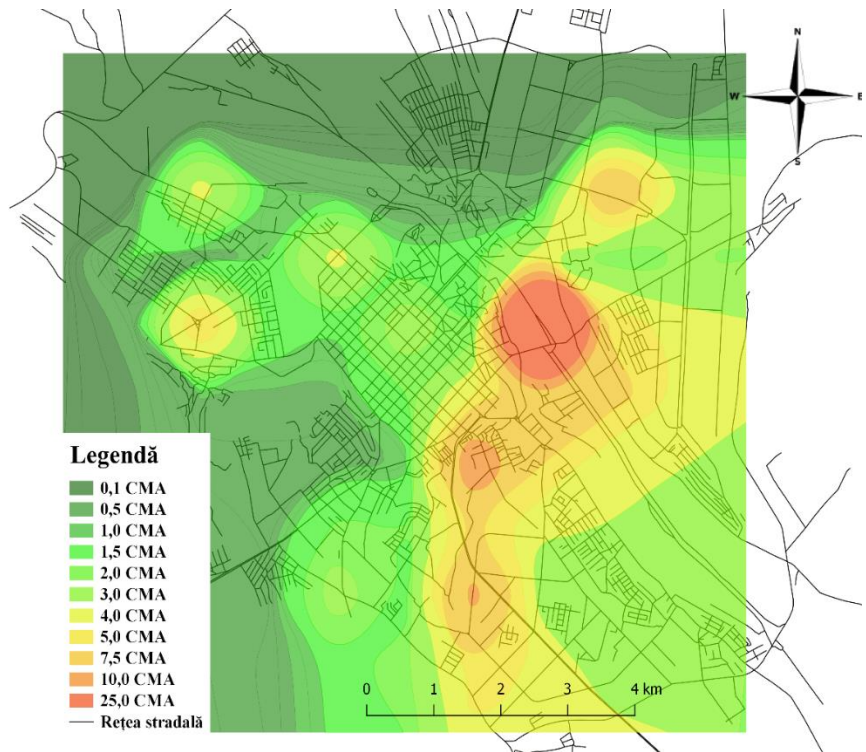
Analizând figurile 2.3.3 și 2.3.5 constatăm faptul că, viteza vântului contribuie mult la diminuarea concentrației poluanților în apropiere de sursa de emisie. Cea mai mare concentrație a NO<sub>2</sub> (25 CMA) s-a stabilit în regiunea Gării auto Nord. Totodată, s-a stabilit că noxele din zona respectivă sunt dispersate de vânt, preponderent în direcția S-SE. De menționat că direcția predominantă a vânturilor în EUC este N-NV. Aceleași tendințe sunt caracteristice și pentru alți poluanți emiși de la sursele mobile din mun. Chișinău.



**Fig. 2.3.3 Harta schemă privind difuzia NO<sub>2</sub> pe principalele artere de circulație din EUC (acalmie)**



**Fig. 2.3.4 Harta schemă privind difuzia NO<sub>2</sub> pe principalele artere de circulație din EUC, viteza vântului de 5 m/s**



**Fig. 2.3.5 Harta schemă privind difuzia NO<sub>2</sub> pe principalele artere de circulație din EUC, viteza vântului de 9 m/s**

### III. IMPACTUL ECOLOGIC AL EMISIILOR AUTO ASUPRA VEGETAȚIEI DIN ECOSISTEMELE URBANE

#### 3.1. Analiza spectrului taxonomic al plantelor din ecosistemele cercetate.

În scopul evidențierii impactului ecologic al emisiilor auto asupra vegetației este necesar de a studia structura taxonomică a plantelor lemnoase și erbacee din stațiunile de cercetare. Astfel, în cazul ecosistemului urban Chișinău au fost selectate 5 stațiuni de cercetare. Ținând cont de tematica studiului, au fost selectate ca stațiuni porțiuni din liniamente ale celor mai intens circulate străzi din or. Chișinău. Totodată acestea au fost selectate în imediata apropiere a Posturilor staționare de Observații asupra Poluării aerului (POP) pentru a putea fi corelate cu rezultatele observațiilor Serviciului Hidrometeorologic de Stat (SHS) (Fig. 3.1.1).

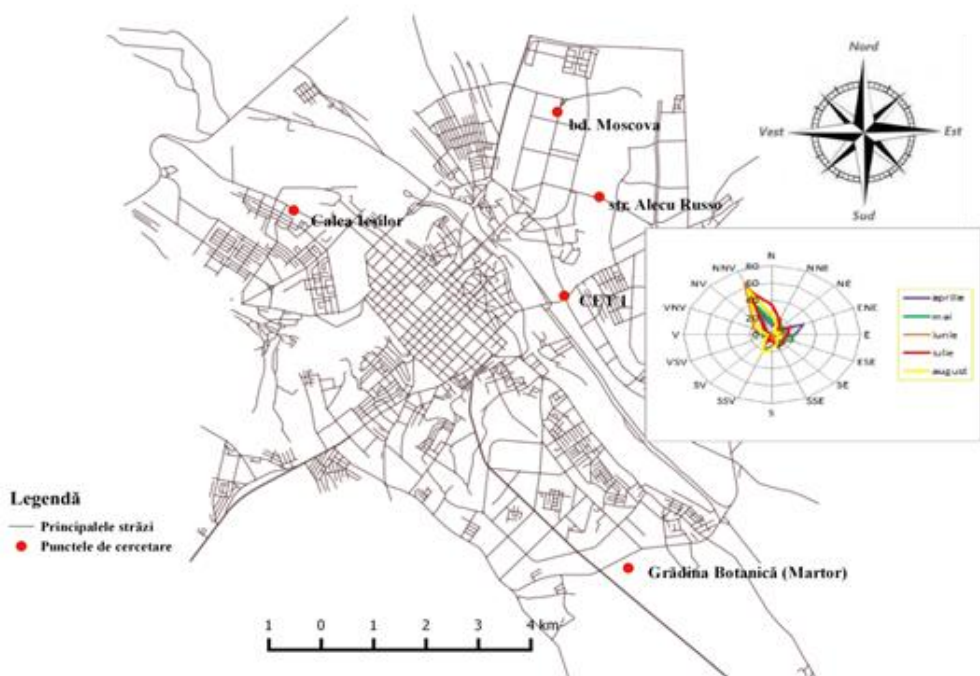


Fig. 3.1.1 Stațiile de cercetare din cadrul EUC

În SV-ul EUChișinău lipsesc stațiuni de cercetare din considerentul că în imediata apropiere de POP accesul pe teritoriul SHS este restricționat și în imediata apropiere de acesta nu se găsesc arbori.

Astfel, stațiunile de cercetare sunt:

- Sensul giratoriu CET 1, tip urban, trafic intens și zonă industrială, situată în apropierea Gării de Nord a or. Chișinău și Centrala Electrică cu Termoficare nr. 1 care este în funcțiune doar în sezonul rece al anului, post staționar de monitorizare a calității aerului atmosferic. Coordonate geografice: 47°1'24'' lat. N, 28°51'57''E, altitudine 40 m de la nivelul mării.

- Bd. Moscova, tip urban, trafic auto, post staționar de monitorizare a calității aerului atmosferic. Coordonate geografice: 47°3'30'' lat. N, 28°51'58''E, altitudine 60 m de la nivelul mării.

- Str. Alecu Russo, tip urban, trafic auto. Coordonate geografice: 47°2'31'' lat. N, 28°52'29''E, altitudine 100 m de la nivelul mării.

- Str. Calea Ieșilor, tip urban, trafic auto, post staționar de monitorizare a calității aerului atmosferic. Coordonate geografice: 47°2'24'' lat. N, 28°48'62''E, altitudine 50 m de la nivelul mării.

- Grădina Botanică, stațiune martor. Coordonate geografice: 46°58'24'' lat. N, 28°52'44''E, altitudine 70 m de la nivelul mării..

Analiza spectrului taxonomic din stațiunile cercetate indică că speciile de plante lemnoase din aceste stațiuni aparțin la două filumuri de plante spermatofite, filumul Pinophyta – 6 specii din 4 genuri grupate în 2 familii, filumul Magnoliophyta – 24 specii din 18 genuri, grupate în 16 familii (Tab. 3.1.1). Familia Rosaceae și Pinaceae sunt reprezentate de câte 4 specii, familiile Oleaceae și Asteraceae – câte 3 specii, Salicaceae și Taxodiaceae câte 2 specii, celelalte 12 familii sunt reprezentate de câte o singură specie de plante lemnoase. Speciile de plante lemnoase depistate în stațiunile investigate sunt repartizate neuniform. Cea mai frecvent întâlnită este specia *Tilia cordata* Mill., care a fost depistată în toate stațiunile cu 6 exemplare la Calea Ieșilor,

17 ex. – bd. Moscova, 7 ex. – Alecu Russo, 17 ex – Grădina Botanică și 11ex – sensul giratoriu CET 1. Speciile din genul *Pinus* și *Acer* sunt prezente în majoritatea stațiunilor cercetate, doar că într-un număr mai mic de exemplare. Din cele 30 specii de plante lemnoase depistate, 15 specii au o frecvență limitată și au fost întâlnite doar într-o singură stațiune reprezentate și de un număr redus de exemplare (Grabco ș.a., 2018).

**Tabelul 3.1.1**

**Spectrul taxonomic al dendrofloriei din stațiunile cercetate**

Filumul, Familia și specia	Stațiunile de cercetare						
	Calea Ieșilor	Bulevardul Moscova	Alecu Russo	Grădina Botanică			Str. Uzinelor (Sens giratoriu)
				Havuz	Pădure	Pinarium	
<b>Filumul Pinophyta</b>							
<b>I. Fam. Pinaceae</b>							
1. <i>Picea abies</i> (L.) Karast.	+	-	-	+	-	-	+
2. <i>P. pungens</i> Engelm.	-	-	-	+	-	-	-
3. <i>Pinus nigra</i> Arnold	-	+	+	-	-	+	+
4. <i>P. strobus</i> L.	-	-	-	+	-	-	-
<b>II. Fam. Taxodiaceae</b>							
5. <i>Thuja occidentalis</i> L.	-	-	-	+	+	-	+
6. <i>Juniperus communis</i> L.	-	-	+	+	-	-	-
<b>Filumul Magnoliophyta</b>							
<b>III. Fam. Salicaceae</b>							
7. <i>Salix alba</i> L.	+	-	-	-	-	-	-
8. <i>Populus italica</i> (Duroi) Moenh	+	-	-	-	-	-	-
<b>IV. Fam. Juglandaceae</b>							
9. <i>Juglans regia</i> L.	+	+	+	-	+	-	-
<b>V. Fam. Corylaceae</b>							
10. <i>Carpinus betulus</i> L.	-	-	+	-	-	-	-
<b>VI. Fam. Betulaceae</b>							
11. <i>Betula pendula</i> Roth.	-	-	-	-	+	-	-

<b>VII. Fam. Fagaceae</b>							
12. <i>Quercus robur</i> L.	-	-	-	-	+	-	-
<b>VIII. Fam. Ulmaceae</b>							
13. <i>Ulmus laevis</i> Pall.	-	-	-	+	-	-	+
<b>IX. Fam. Moraceae</b>							
14. <i>Morus nigra</i> L.	+	-	-	-	-	-	-
<b>X. Fam. Berberidaceae</b>							
15. <i>Mahonia aquifolium</i> Nutt.	-	-	-	-	-	-	+
<b>XI. Fam. Platanaceae</b>							
16. <i>Platanus acerifolia</i> Willd.	+	-	-	-	-	-	+
<b>XII. Fam. Rosaceae</b>							
17. <i>Malus domestica</i> Borkh	+	-	-	-	-	-	-
18. <i>Sorbus aucuparia</i> L.	-	-	-	+	-	-	-
19. <i>Crataegus pinnatifida</i> Bunge	-	+	-	-	-	-	-
20. <i>Spiraea vanhouttei</i> (Briot) Zab.	-	-	+	-	-	-	-
<b>XIII. Fam. Buxaceae</b>							
21. <i>Buxus sempervirens</i> L.	-	-	-	+	-	-	-
<b>XIV. Fam. Aceraceae</b>							
22. <i>Acer negundo</i> L.	+	+	+	-	-	-	-
23. <i>A. platanoides</i> L.	-	+	-	+	-	-	+
24. <i>A. pseudoplatanus</i> L.	-	+	-	+	-	-	-
<b>XV. Fam. Hippocastanaceae</b>							
25. <i>Aesculus hippocastanum</i> L.	+	-	-	-	-	-	-
<b>XVI. Fam. Tiliaceae</b>							
26. <i>Tilia cordata</i> Mill	+	+	+	-	+	-	+
<b>XVII. Fam. Oleaceae</b>							
27. <i>Fraxinus excelsior</i> L.	-	-	+	-	-	-	-
28. <i>Syringa vulgaris</i> L.	+	-	-	-	-	-	-
29. <i>Ligustrum vulgare</i> L.	-	-	-	-	+	-	-
<b>XVIII. Fam. Bignoniaceae</b>							
30. <i>Catalpa bignonioides</i> Walter	+	-	-	-	-	-	-

Învelișul erbaceu din stațiunile studiate include 49 specii, din 42 genuri, grupate în 19 familii. Cele mai bogate în specii de plante erbacee



sunt stațiunile Calea Ieșilor și Bulevardul Moscova, unde au fost depistate câte 20 specii (Tab. 3.1.2). Un număr redus de specii erbacee au fost depistate în stațiunile Grădina Botanică și sensul giratoriu de la str. Uzinelor 1 cu câte 6, 12, 11 specii respectiv. Circa 1/3 din speciile întâlnite în stațiunile investigate posedă indicele biologic R (ruderal), R, Se (ruderal - segetale), Se, R (segetal - ruderal), adică aceste specii sunt comune pentru habitatele cu grad sporit de poluare a mediului și impact antropic pronunțat. În același raport (circa 1/3 din totalul speciilor) au fost depistate și speciile spontane (Sp), mai frecventă din această categorie sunt speciile *Viola mirabilis* și *Taraxacum officinalis*, care vegeta abundant în majoritatea stațiunilor investigate. Cele mai diverse din punct de vedere taxonomic sunt familiile Asteraceae și Poaceae cu câte 11 și 10 specii corespunzător.

**Tabelul 3.1.2.**

**Spectrul taxonomic al speciilor erbacee, detectate în stațiunile de cercetare**

Familii și specii	Indicii biologici	Stațiunile de cercetare						
		Calea Ieșilor	Bulevardul Moscova	Alecu Russo	Grădina Botanică			Str. Uzinelor (Sens giratoriu)
					Havuz	Pădure	Pinarium	
<b>I. Fam. Ranunculaceae</b>								
1. <i>Ranunculus acris</i> L.	Sp	-	-	-	-	-	+	-
<b>II. Fam. Papaveraceae</b>								
2. <i>Chelidonium majus</i> L.	R,Se	+	+	-	-	-	-	-
<b>III. Fam. Urticaceae</b>								
3. <i>Urtica dioica</i> L.	Se	+	-	-	-	-	-	-
<b>IV. Fam. Caryophyllaceae</b>								
4. <i>Stellaria media</i> L.(Vill.)	Sp	+	+	+	-	-	+	+
<b>V. Fam. Chenopodiaceae</b>								

5. <i>Chenopodium album</i> L.	R	+	+	-	-	-	-	-
<b>VI. Fam. Polygonaceae</b>								
6. <i>Polygonum aviculare</i> L.	R	+	-	-	-	-	-	-
<b>VII. Fam. Rosaceae</b>								
7. <i>Potentilla argentea</i> L.	Sp	-	-	+	-	-	-	-
8. <i>P. reptans</i> L.	Sp	-	-	-	-	-	-	+
9. <i>Geum urbanum</i> L.	R	+	+	-	+	+	-	-
<b>VIII. Fam. Fabaceae</b>								
10. <i>Lotus corniculatus</i> L.	Sp	-	-	-	+	-	-	-
11. <i>Vicia angustifolia</i> Reichard	Sp	-	-	-	-	+	-	-
12. <i>Trifolium fragiferum</i> L.	Sp	-	+	+	-	-	-	-
13. <i>T. pratense</i> L.	Sp	-	+	+	+	+	+	-
14. <i>Coronilla varia</i> L.	Sp, S e	-	-	-	+	-	-	-
<b>IX. Fam. Oxaliaceae</b>								
15. <i>Oxalis acetosella</i> L.	Sp	+						
<b>X. Fam. Geraniaceae</b>								
16. <i>Geranium pratense</i> L.	Sp	-	-	+	-	-	-	-
<b>XI. Fam. Hederaceae</b>								
17. <i>Hedera helix</i> L.	Sp	+	-	-	-	-	-	-
<b>XII. Fam. Apiaceae</b>								
18. <i>Caucalis platycarpos</i> L.	R	-	+	-	-	-	-	-
<b>XIII. Fam. Violaceae</b>								
19. <i>Viola mirabilis</i> L.	Sp	+	+	+	+	+	-	+
<b>XIV. Fam. Brassicaceae</b>								
20. <i>Diplotaxis tenuifolia</i> (L.) DC	Se, R	-	+	-	-	-	-	-
21. <i>Rorippa austriaca</i> (Crantz.) Bess	Sp, S e	+	-	-	-	-	-	-
22. <i>Capsella bursa - pastoris</i> L., Medik	Sp, S e	+	-	-	-	-	-	-
<b>XV. Fam. Boraginaceae</b>								
23. <i>Symphytum officinale</i> L.	Sp	+						
<b>XVI. Fam. Lamiaceae</b>								

24. <i>Glechoma hederacea</i> L.	Sp,Se	+	+	-	-	-	-	-
25. <i>Ballota nigra</i> L.	Se	+	+	-	-	-	-	+
26. <i>Salvia verticillata</i> L.	Sp	-	-	-	-	-	+	-
<b>XVII. Fam. Rubiaceae</b>								
27. <i>Galium aparine</i> L.	Sp	+	-	-	-	-	-	-
28. <i>G. octonarium</i> Kloch/	Sp	-	-	+	-	-	-	+
<b>XVIII. Fam. Asteraceae</b>								
29. <i>Erigeron annuus</i> L.(Pers.)	R	+	-	-	-	-	-	-
30. <i>E. canadensis</i> L.	R	+	+	-	-	-	-	-
31. <i>Achillea millefolium</i> L.	Sp	-	-	+	+	-	-	+
32. <i>Arctium lappa</i> L.	R	-	+	-	-	-	-	-
33. <i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Se	-	+	-	+	-	+	-
34. <i>C. palustre</i> (L.) Scop.	R,Se	-	-	-	-	-	-	-
35. <i>Cichorium intybus</i> L.	Sp	-	-	-	-	-	-	+
36. <i>Sonchus arvensis</i> L.	Se	-	+	-	-	-	-	-
37. <i>Tussilago farfara</i> L.	R	-	-	-	-	-	+	-
38. <i>Taraxacum officinalis</i> Wigg	R	+	+	+	+	+	+	+
39. <i>Hieracium pilosella</i> L.	Sp	-	-	-	+	+	-	-
<b>XIX. Fam. Poaceae</b>								
40. <i>Elytrigia repens</i> (L) Nevski	R	+	+	-	+	-	+	+
41. <i>Festuca pratensis</i> Huds.	Sp	+	+	-	-	-	-	-
42. <i>Lolium perenne</i> L.	R	+	-	-	+	-	+	+
43. <i>Poa bulbosa</i> L.	Sp	-	-	+	-	+	-	-
44. <i>P. pratensis</i> L.	R,Sp	-	+	+	+	-	+	-
45. <i>Dactylis glomerata</i> L.	Se,R	-	+	-	+	-	+	+
46. <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng	Sp	-	-	+	-	-	-	-
47. <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trinex. Steud.	Sp	-	-	-	-	-	+	-
48. <i>Cynodon dactylon</i> Rich (L)	R,Se	-	-	+	-	-	-	-
49. <i>Setaria viridis</i> L.	S	-	-	+	-	-	-	-

<b>Numărul total de specii</b>	<b>49</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>7</b>	<b>12</b>	<b>11</b>
<b>Numărul total de genuri</b>	<b>42</b>	<b>19</b>	<b>19</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>7</b>	<b>12</b>	<b>11</b>
<b>Numărul total de familii</b>	<b>19</b>	<b>14</b>	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>

Rezultatele cercetărilor demonstrează că flora investigată indică un grad înalt al influenței factorului antropic, specific pentru ecosistemele urbane (Bulimaga ș.a., 2010).

Spectrul bio-ecologic și fitogeografic al florei vasculare din stațiunile cercetate este foarte neuniform din cauză că dendroflora este reprezentată de specii introduse care își au originea din diferite centre geografice. Speciile de plante erbacee formează complexe adaptate la condițiile ecosistemului urban, adică spre deosebire de ecosistemele naturale, aici pot fi întâlnite mai frecvent speciile ruderales, segetale, ruderal-segetale, adică cele ce pot fi întâlnite în habitate cu un impact antropic pronunțat. O bună parte din speciile spontane întâlnite în aceste stațiuni sunt specii euribionte cu amplitudine ecologică largă.

**Tabelul: 3.1.3**

**Spectrul fitogeografic și ecologic al dendroflorii din stațiunile de cercetare**

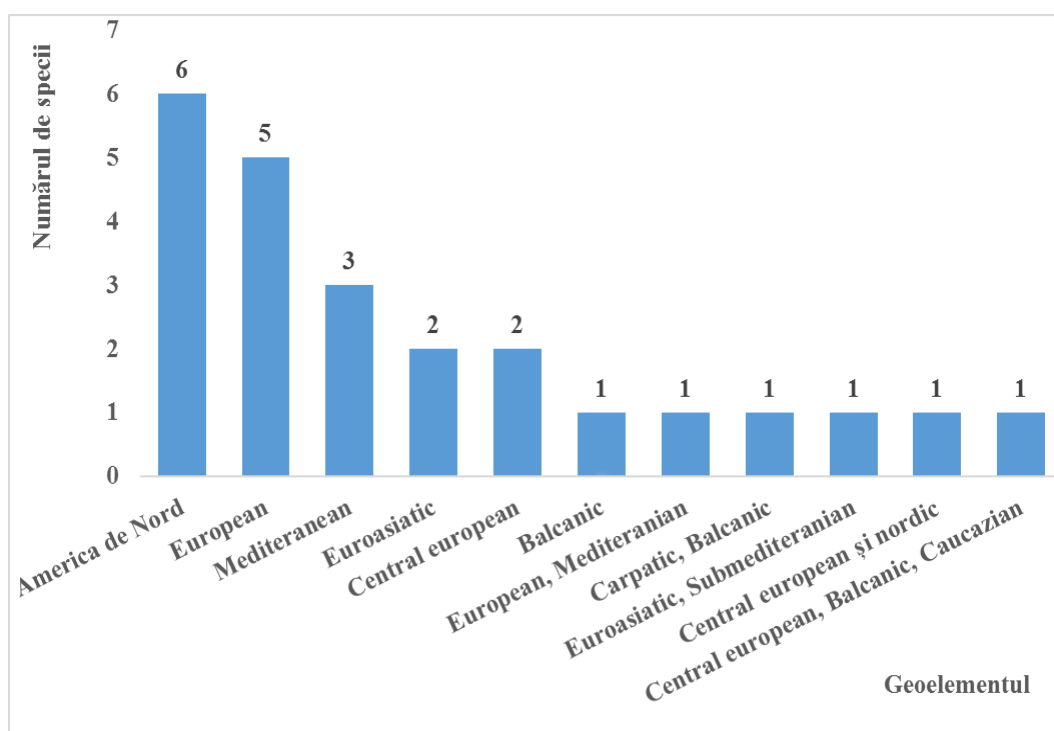
Filumul, Familia și specia	Biomorfa	Geoelementul	Indicii ecologici				
			Umiditatea	Temperatura	pH	Troficitatea	Lumina
<b>Filumul Pinophyta</b>							
<b>XIX. Fam. Pinaceae</b>							
1. <i>Picea abies</i> (L.) Karast.	Ph	Centr eur și nordic	Mezohigr., higr	micrototerm	Mod acid	oligo mezotr	scia
2. <i>P. pungens</i> Engelm.	Ph	Am d N	xer	-	-	oligo mezotr	-

3. <i>Pinus nigra</i> Arnold	Ph	Eur	xer	Subt erm, - term	-	eurit	hel
4. <i>P. strobus</i> L.	Ph	Am d. N	xer	-	-	mez otr	helsci a
<b>XX. Fam. Taxodiaceae</b>							
5. <i>Thuja occidentalis</i> L.	Ph	Am d N	xer	eurit erm	-	mez otr	helsci a
6. <i>Juniperus communis</i> L.	Ph	Medit	mez	-	Slab -p acid	Olig otr mez otr	hel
<b>Filumul Magnoliophyta</b>							
<b>XXI. Fam. Salicaceae</b>							
7. <i>Salix alba</i> L.	Ph	-	higr	-	-	Eutr, mez otr	-
8. <i>Populus italica</i> (Duroi) Moenh	Ph	Euras	Mezoh igr, higr	-	-	eutr	-
<b>XXII. Fam. Juglandaceae</b>							
9. <i>Juglans regia</i> L.	Ph	Centr eur, balt., cauc.	Mez., xer	Subt erm.	-	eutr	-
<b>XXIII. Fam. Corylaceae</b>							
10. <i>Carpinus betulus</i> L.	Ph	Centr. eur	mez	-	-	Mez otr, eutr	hel
<b>XXIV. Fam. Betulaceae</b>							

11. <i>Betula pendula</i> Roth.	Ph	Euras	eurif	-	p. acid	oligo tr	hel
<b>XXV. Fam. Fagaceae</b>							
12. <i>Quercus robur</i> L.	Ph	-	mez	-	-	eurit	-
<b>XXVI. Fam. Ulmaceae</b>							
13. <i>Ulmus laevis</i> Pall.	Ph	Eur	Mez., mezoh igr	-	-	eurit	-
<b>XXVII. Fam. Moraceae</b>							
14. <i>Morus nigra</i> L.	Ph	Medit	xerom ez	-	-	mez otr	hel
<b>XXVIII. Fam. Berberidaceae</b>							
15. <i>Mahonia aquifolium</i> Nutt.	Ph	Am d N	xerom ez	-	-	Mez otr., eurit r	-
<b>XXIX. Fam. Platanaceae</b>							
16. <i>Platanus acerifolia</i> Willd.	Ph	Eur	mezox er	-	-	Mez otr., eurit r	-
<b>XXX. Fam. Rosaceae</b>							
17. <i>Malus domestica</i> Borkh	Ph	-	mez	-	-	mez otr	-
18. <i>Sorbus aucuparia</i> L.	Ph	-	mez	-	-	Olig otr, mez otr	-
19. <i>Crataegus pinnatifida</i> Bunge	Ph	-	mezox er	-	-	oligo tr	helsci a
20. <i>Spiraea vanhouttei</i> (Briot) Zab.	Ph	-	xerom ez	-	-	mez otr	hel
<b>XXXI. Fam. Buxaceae</b>							

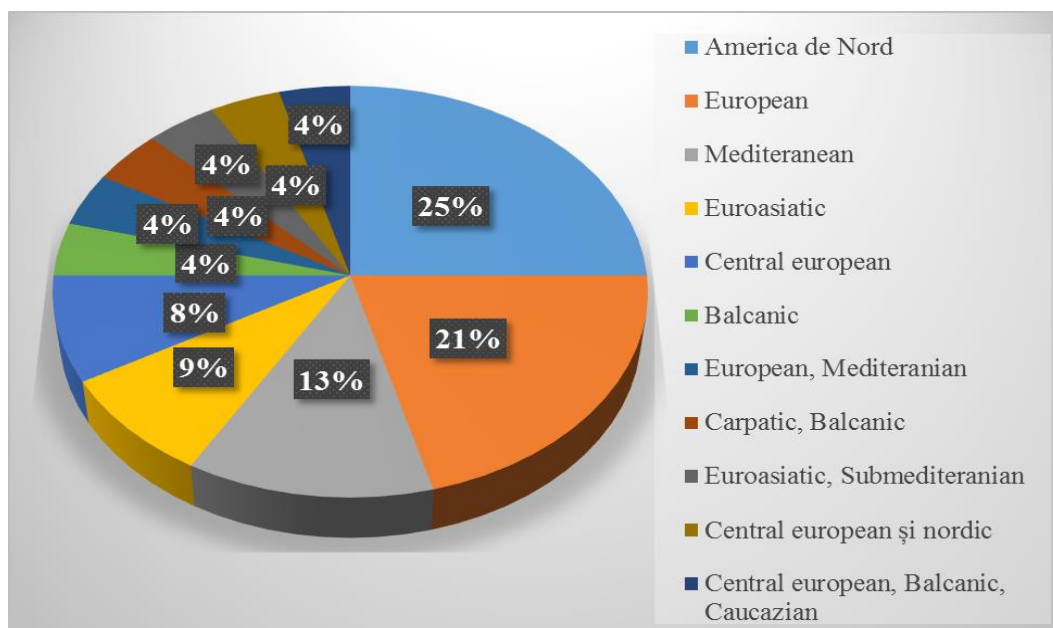
21. <i>Buxus sempervirens</i> L.	Ph	Medit	xer	term	-	mezotr	helscia
<b>XXXII. Fam. Aceraceae</b>							
22. <i>Acer negundo</i> L.	Ph	Am d N	mez	-	-	eurit	-
23. <i>A. platanoides</i> L.	Ph	Eur	mez	-	-	eutr	-
24. <i>A. pseudoplatanus</i> L.	Ph	Eur centr	mez	-	-	Eutr, mezotr	-
<b>XXXIII. Fam. Hippocastanaceae</b>							
25. <i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Ph	Balc	mez	term	-	mezotr	hescia
<b>XXXIV. Fam. Tiliaceae</b>							
26. <i>Tilia cordata</i> Mill	Ph	Eur, med	Xeromez, mez	-	-	eutr	-
<b>XXXV. Fam. Oleaceae</b>							
27. <i>Fraxinus excelsior</i> L.	Ph	Eur	Mez. mezohigr	mezoterm	-	mezotr	-
28. <i>Syringa vulgaris</i> L.	Ph	Carp – balc.	xeromez	Term, subterm	-	oligo tr	hel
29. <i>Ligustrum vulgare</i> L.	Ph	Euras, submedit	Xeromez, mez	-	-	mezotr	-
<b>XXXVI. Fam. Bignoniaceae</b>							
30. <i>Catalpa bignonioides</i> Walter	Ph	Am d N	Mez	term	-	eurit	hel

În stațiunile cercetate prevalează speciile de origine Americană (America de Nord) ( Tab. 3.1.3, Fig. 3.1.2 și 3.1.3). Astfel din cele șase specii de gimnosperme înregistrate, trei sunt de origine Nord Americană (*Picea pungens*, *Pinus nigra*, *Thuja occidentalis*). Din același centru își au originea specia invazivă *Acer negundo* și speciile decorative *Catalpa bignonioides* și *Mahonia aquifolium*. Din centrul European își au originea cinci specii de plante lemnoase: specia gimnospermă *Pinus nigra* și angiospermele lemnoase *Ulmus laevis*, *Platanus acerifolia*, *Acer platanoides* și *Fraxinus excelsior*. Din centrul Mediteranean provin trei specii (*Juniperus communis*, *Morus nigra*, *Buxus sempervirens*), iar din centrele Eurasiatic și Central European câte două specii. Celelalte centre de origine a speciilor lemnoase din stațiunile cercetate sunt reprezentate cu câte o singură specie.



**Fig. 3.1.2 Spectrul fitogeografic al dendrofloriei**

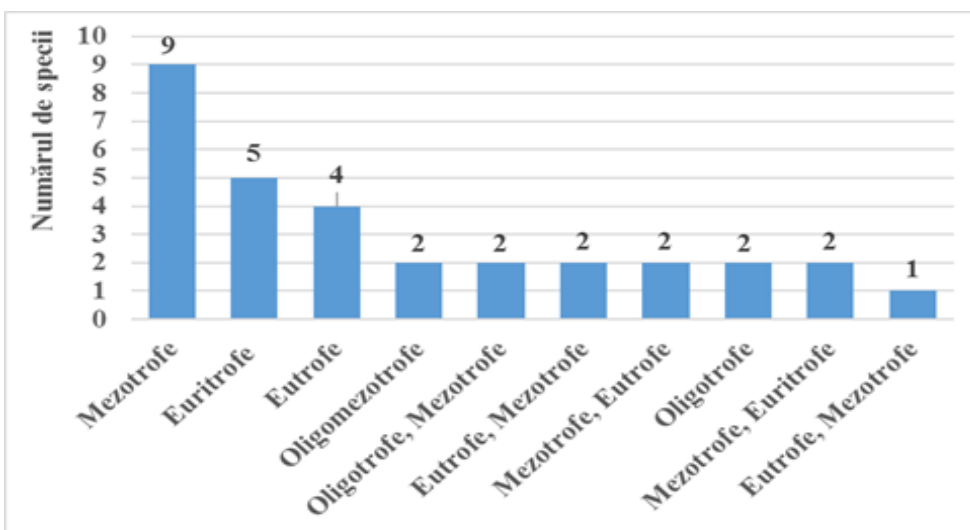




**Fig. 3.1.3 Raportul procentual al geoelementelor**

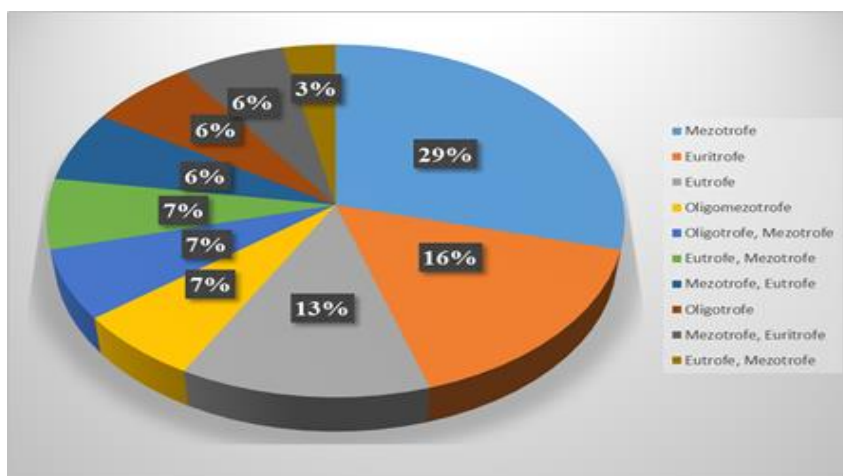
Analiza spectrului ecologic al dendrofloriei stațiunilor cercetate include grupele ecologice în raport cu factorii umiditatea și toficitatea. Din lipsa datelor bibliografice a indicilor ecologici pentru speciile lemnoase în raport cu factorii: temperatura, pH-ul și lumina, spectrul ecologic în raport cu acești factori nu a fost cercetat.

În raport cu factorul umiditatea, speciile arborescente din stațiunile cercetate sunt clasificate în zece grupe ecologice cu predominarea mezofitelor (10 specii sau 33% din total) (Tab. 3.1.3, fig. 3.1.4 și 3.1.5). În majoritatea cazurilor, acestea sunt specii arborescente întâlnite frecvent în ecosistemele forestiere din Republica Moldova, care sunt adaptate la un regim satisfăcător de umiditate al mediului, bunăoară speciile: *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Acer platanoides*, *A. Pseudoplatanus* și unele specii introduse în flora Republicii Moldova (*Juniperus communis*, *Malus domestica*, *Sorbus oucuparia*, *Acer negundo*, *Aesculus hipocastanum*, *Catalpa bignonioides*) Xeromezofitele reprezentate de patru specii la revine 13% din total. Celelalte categorii ecologice sunt reprezentate a câte 1 – 2 specii.



**Fig. 3.1.4** Spectrul ecologic al dendrofloriei în raport cu factorul troficitatea

Analiza grupelor ecologice în raport cu factorul troficitatea a speciilor arborescente din stațiunile cercetate indică predominarea speciilor mezotrofe (9 specii, ceea ce constituie 29% din total). Acestea sunt specii adaptate la substrat cu toficitate satisfăcătoare (*Pinus strobus*, *Thuja occidentalis*, *Morus nigra*, *Buxus sempervires* ș.a ) (Fig. 3.1.5).



**Fig. 3.1.5** Raportul procentual al grupelor ecologice în raport cu factorul troficitatea

Analiza spectrului bioecologic și geoelementul la speciile însoțitoare de plante erbacee în stațiunile de cercetare demonstrează că indicii acestui spectru este destul de divers (Tab. 3.1.4).

**Tabelul 3.1.4**

**Spectrul bioecologic și fitogeografic al speciilor erbece din stațiunile de cercetare**

Familii și specii	Biomorfa	Geoelementul	Indicii ecologici				
			Umiditatea	Temperatura	pH	Troficitatea	Lumina
<b>I. Fam. Ranunculaceae</b>							
<i>1. Ranunculus. acris L.</i>	H	Centr. eur	Mezohigr.	euriterm	-	-	-
<b>II. Fam. Papaveraceae</b>							
<i>2. Chelidonium majus L.</i>	H	euras	mez	-	-	-	helscia
<b>III. Fam. Urticaceae</b>							
<i>3. Urtica dioica L.</i>	H	cosm	Mez, mezohigr	-	-	-	-
<b>IV. Fam. Caryophyllaceae</b>							
<i>4. Stellaria media L.(Vill.)</i>	T, Ht	Cosm	mez	-	-	-	-
<b>V. Fam. Chenopodiaceae</b>							
<i>5. Chenopodium album L.</i>	T	Cosm	mez	-	-	eutr	-
<b>VI. Fam. Polygonaceae</b>							
<i>6. Polygonum aviculare L.</i>	T	cosm	mezoxer	-	-	-	-
<b>VII.Fam. Rosaceae</b>							

		Euras	xeromez	-	Mod, slab acid	-	-
7. <i>Potentilla argentea L.</i>	H						
8. <i>P. reptans L.</i>	H	Euras	Mezohigr	-	-	mezotr	-
9. <i>Geum urbanum L.</i>	H	Med. circ	Mez.-mezohigr	-	-	eutr	hel
<b>VIII. Fam. Fabaceae</b>							
10. <i>Lotus corniculatus L.</i>	H	Euras	mezoxer	-	-	-	-
11. <i>Vicia angustifolia Reichard</i>	H	Euras	mez	-	-	-	-
12. <i>Trifolium fragiferum L.</i>	H	-	mezohigr	-	-	eutr	-
13. <i>T. pratense L.</i>	H	-	Xeromez, mez	-	-	Mezotr, eutr	-
14. <i>Coronilla varia L.</i>	H	Centr, eur, submedit	xeromez	-	-	Oligotr, mezotr	-
<b>IX. Fam. Oxaliaceae</b>							
15. <i>Oxalis acetosella L.</i>	H	Circ	Mez, mezohigr	euritr	-	-	scia
<b>X. Fam. Geraniaceae</b>							
16. <i>Geranium pratense L.</i>	H	Euras. cont	mez	-	-	mezotr	-
<b>XI. Fam. Hederaceae</b>							
17. <i>Hedera helix L.</i>	Ph	Atl, medit	mez	-	-	mezotr	-
<b>XII. Fam. Apiaceae</b>							

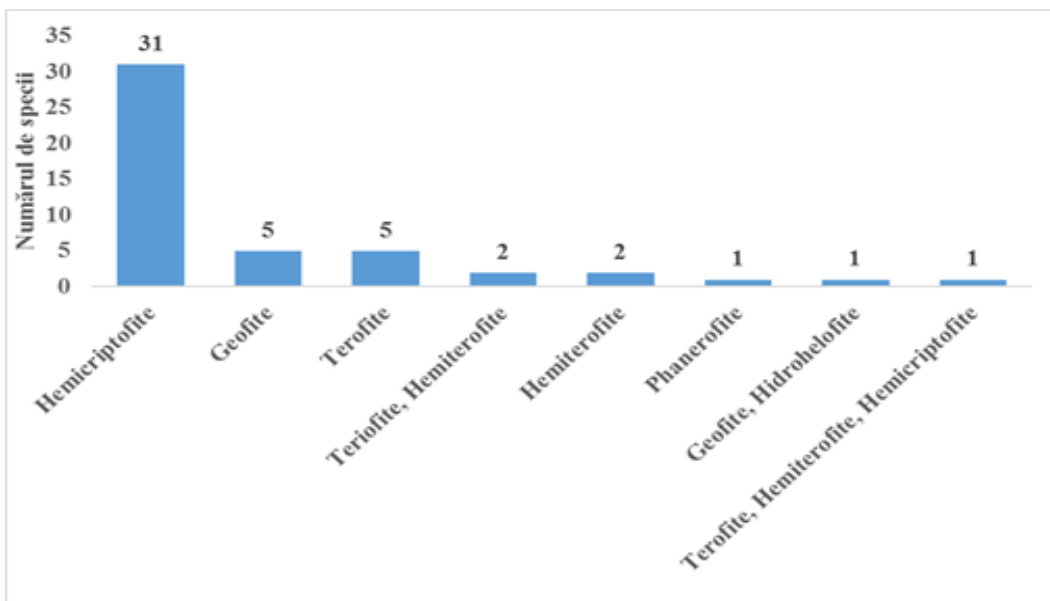
18. <i>Caucalis platycarpus</i> L.	T	-	xeromez	-	-	-	-
<b>XIII. Fam. Violaceae</b>							
19. <i>Viola mirabilis</i> L.	H	Euras	Xeromez, mez	-	-	eutr	Scia, helscia
<b>XIV. Fam. Brassicaceae</b>							
20. <i>Diplotaxis tenuifolia</i> (L.) DC	H	Centr, europ, medit	Xer, xeromez	Subterm, term	-	-	-
21. <i>Rorippa austriaca</i> (Crantz.) Bess	H	Pont	higr	-	-	-	-
22. <i>Capsella bursa-pastoris</i> L., Medik	T, Ht	Med, Cosm	Eurif	-	-	Eutr, mezotr	-
<b>XV. Fam. Boraginaceae</b>							
23. <i>Symphytum officinale</i> L.	H	Med. Euras	Mezohigr	-	-	-	-
<b>XVI. Fam. Lamiaceae</b>							
24. <i>Glechoma hederacea</i> L.	H	Euras	Mez., mezohigr	-	-	-	-
25. <i>Ballota nigra</i> L.	H	Eur. Cent, NE	Xeromez, mez	-	-	-	helscia
26. <i>Salvia verticillata</i> L.	H	Cent eur., medit	xeromez	mezoترم	-	-	-
<b>XVII. Fam. Rubiaceae</b>							
27. <i>Galium aparine</i> L.	T	Circ	Mez., mezohigr	-	-	eutr	-
28. <i>G. octonarium</i> Klokov	H	Pont	Xer. xeromez	-	-	-	-

<b>XVIII. Fam. Asteraceae</b>							
29. <i>Erigeron annuus</i> <i>L.(Pers.)</i>	T, Ht, H	Am d N	mez	-	-	-	-
30. <i>E. canadensis</i> L.	-	-	mez	-	-	-	-
31. <i>Achillea millefolium</i> L.	H	Euras	mez	-	-	-	-
32. <i>Arctium lappa</i> L.	Ht	Euras	Xerom ez., mezohi gr	-	-	-	-
33. <i>Cirsium arvense</i> (L.) <i>Scop.</i>	G	euras	Xerom ez, mezohi gr	-	-	-	-
34. <i>C. palustre</i> (L.) <i>Scop.</i>	Ht	Euras	Mezohi g., higr	-	-	-	-
35. <i>Cichorium intybus</i> L.	H	Euras	eurif	-	-	-	-
36. <i>Sonchus arvensis</i> L.	G	Euras	mez	-	-	-	-
37. <i>Tussilago farfara</i> L.	G	Euras	Mez., mezohi gr	-	-	-	-
38. <i>Taraxacum officinalis</i> Wigg.	H	Euras	Xerom ez, mez	-	-	-	-
39. <i>Hieracium pilosella</i> L.	H	Euras	Xerom ez., mez	-	-	olig otr	-
<b>XIX. Fam. Poaceae</b>							
40. <i>Elytrigia repens</i> (L) <i>Nevski</i>	G	Med. Circ	mez	-	-	-	-
41. <i>Festuca pratensis</i> <i>Huds.</i>	H	Euras	Mez., mezohi gr	-	-	Eut r., me zotr	-
42. <i>Lolium perenne</i> L.	H	Cosm	mez	-	-	-	-

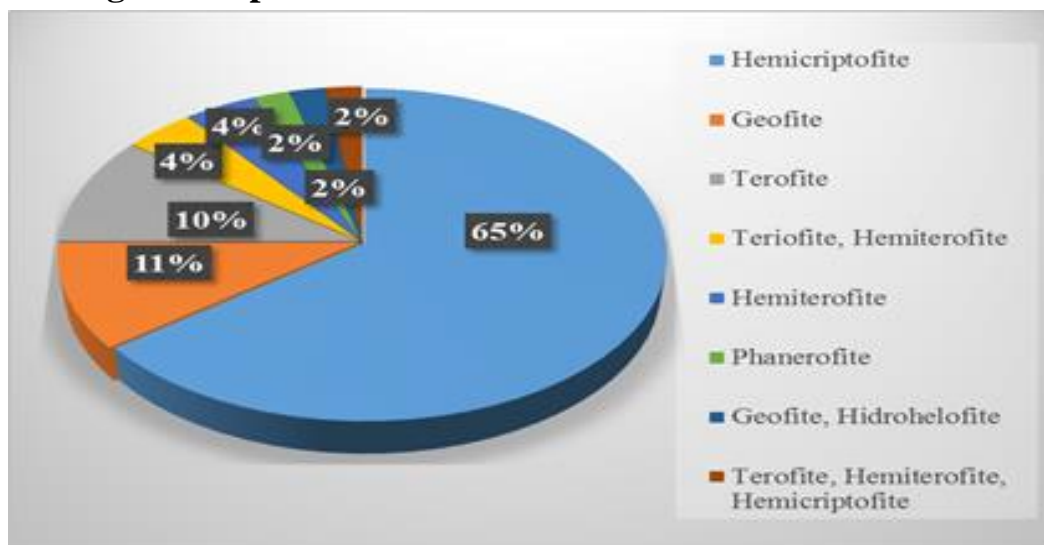
43. <i>Poa bulbosa</i> L.	H	Euras	Mezoxer	-	-	-	-
44. <i>P. pratensis</i> L.	H	Cosm	Mez., mezohigr	-	-	Mezotr, eutr	-
45. <i>Dactylis glomerata</i> L.	H	Euras	Xeromez., mez	-	-	-	-
46. <i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng ( <i>Dichanthium ischaemum</i> (L.))	H	Euras submedit	Xer, xeromez	subterm	-	oligotr	-
47. <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trinex. Steud.	G, H, H	Cosm	higr	-	-	-	-
48. <i>Cynodon dactylon</i> Rich (L)	G	Cosm	xeromez	subterm	-	-	-
49. <i>Setaria viridis</i> L.	T	Cosm	Xeromez, mez	-	-	-	-

Spectrul biomorfelor este reprezentat de 8 categorii: Hemicriptofite (H), Geofite (G), Terofite (T), Terofite – Hemiterofite (T, Ht), Hemiterofite (Ht), Phanerofite (Ph), Geofite, Hidrohelofite (G, HH), Terofite, Hemiterofite, Hemicriptofite (T, Ht, H).

Hemicriptofitele predomină cu 31 de specii, ceea ce constituie cca 65% din total. Acestea sunt speciile la care mugurii de reînnoire sunt amplasați la suprafața solului. Speciile din familiile Rosaceae, Fabaceae, Lamiaceae sunt în exclusivitate hemicriptofite, dar și majoritatea speciilor din familiile Asteraceae și Poaceae. Geofitele sunt reprezentate de 5 specii, cca 10 % cu același raport sunt și Terofitele, adică speciile care suportă condițiile nefavorabile în stare de semințe (acestea sunt speciile anuale la care după fructificare partea vegetativă a plantei se usucă). Celelalte tipuri de biomorfe sunt reprezentate de 1 – 2 specii (Tab. 3.1.4, fig. 3.1.6 și 3.1.7).



**Fig. 3.1.6 Spectrul biomorfelor**

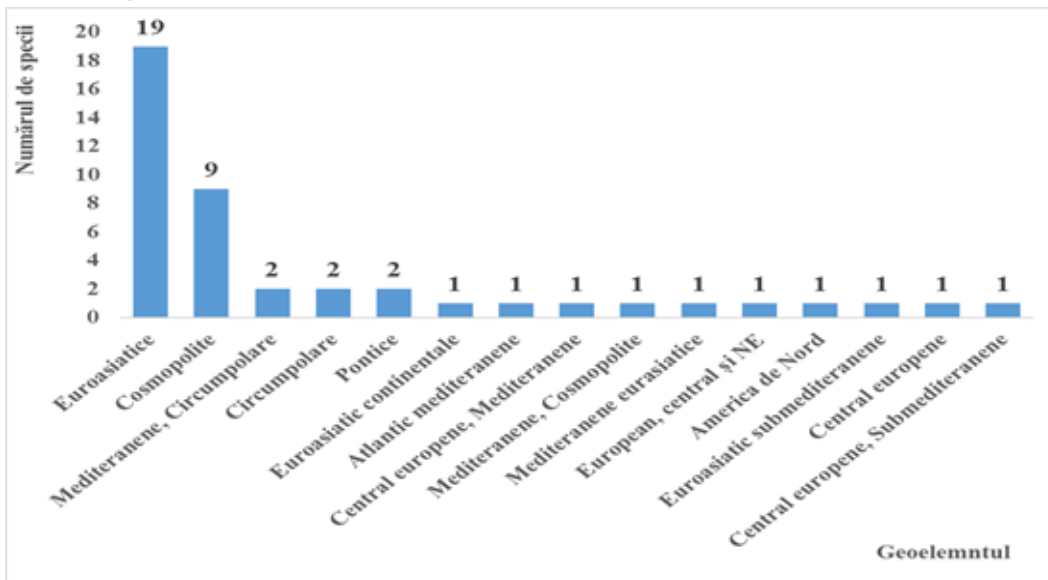


**Fig. 3.1.7 Raportul procentual al biomorfelor**

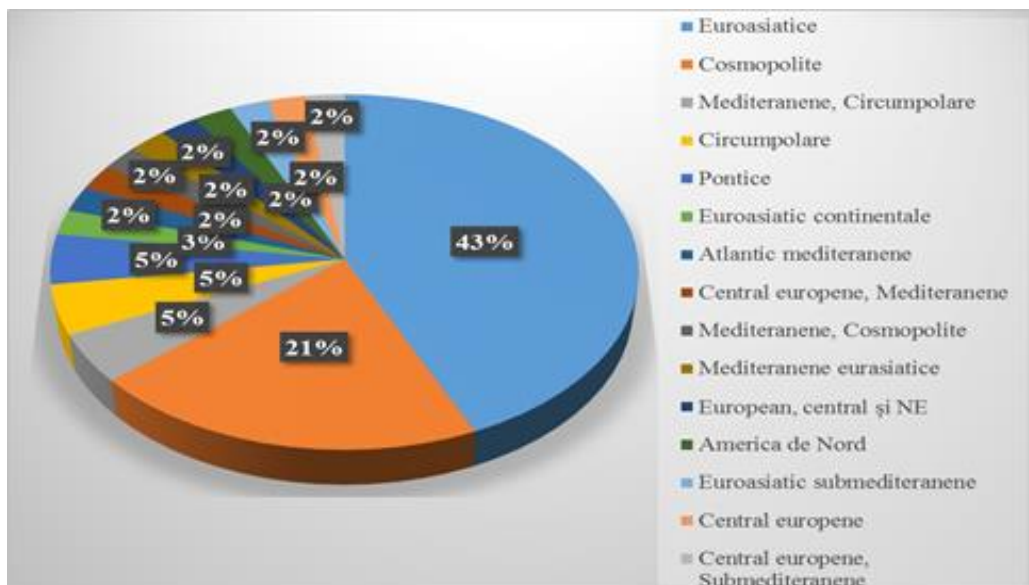
Spectrul fitogeografic a speciilor de plante erbacee din stațiunile de cercetare este reprezentat de 15 centre de origine (Tab. 3.1.4). Majoritatea centrelor sunt reprezentate de 1-2 specii. Speciile de origine Euroasiatică predomină (19 specii sau 43 % din total) iar cele cosmopolite (9 specii) constituie 21% din total (Fig. 3.1.8 și 3.1.9).



În ecosistemele urbane, unde factorul antropic este puternic pronunțat, sunt adaptate speciile de plante erbacee care posedă o amplitudine ecologică largă. Ele sunt răspândite atât în ecosistemele naturale cât și în cele urbane, datorită gradului înalt de adaptabilitate (Bulimaga, 2009).

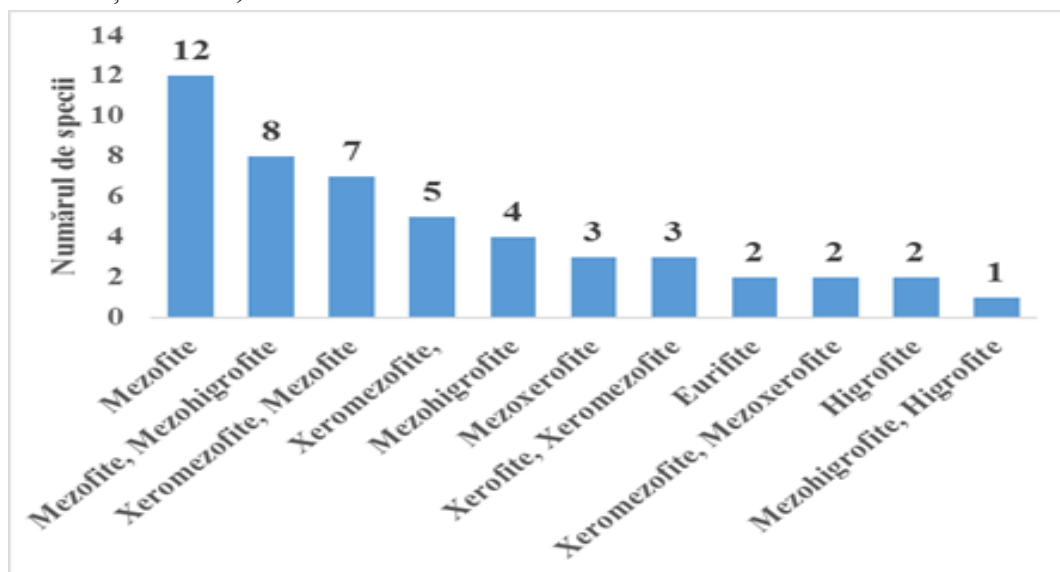


**Fig. 3.1.8 Spectrul goeelementelor**



**Fig. 3.1.9 Raportul procentual al goeelementelor**

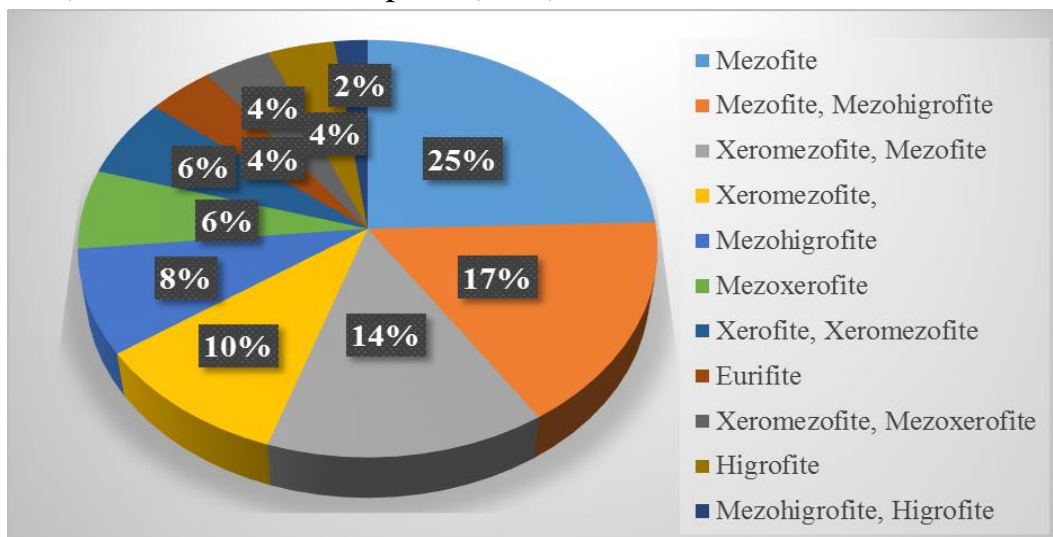
Spectrul ecologic al plantelor erbacee în raport cu factorul umiditatea este variat și reprezentat de 11 grupe ecologice: Mezofite; Mezofite, Mezohigrofite; Xeromezofite, Mezofite; Xeromezofite; Mezohigrofite; Mezoxerofite; Xerofite, Xeromezofite; Eurifite; Xeromezofite, Mezoxerofite; Higrofite; Mezohigrofite, Higrofite (Fig. 3.1.10 și 3.1.11).



**Fig. 3.1.10 Spectrul ecologic în raport cu factorul umiditatea**

În majoritate, speciile întâlnite fac parte din grupa ecologică, care preferă un habitat cu umiditate satisfăcătoare. Printre speciile de plante erbacee depistate în stațiunile cercetate se întâlnesc și specii, care suportă un habitat cu grad de umiditate redus, sau mai mult ori mai puțin hidratat. În condiții de ecosistem urban procesul de dehidratare a substratului decurge mai încet, comparativ cu habitatele naturale deschise, unde factorii mediului (lumina, temperatura, intensitatea evaporării, vântul) au o influență mai pronunțată. În condiții de ecosistem urban, prezența edificiilor multietajate, diminuează manifestările intense ale factorilor abiotici menționați. Mezofitele reprezentate de 12 specii le revine 25% din total, iar grupelor următoare

le revine un număr de specii în descreștere. Mezofite, Mezohigrofite – 8 specii (17% din total); Xeromezofite, Mezofite – 7 specii (14% din total); Xeromezofite – 5 specii (10%), etc.



**Fig. 3.1.11 Raportul procentual al grupelor ecologice în raport cu factorul umiditatea**

Analiza spectrului bio-ecologic și fitogeografic al florei vasculare din stațiunile cercetate indică o diversitate înaltă a grupelor ecologice și o varietate însemnată a centrelor de origine a speciilor din stațiunile cercetate ale ecosistemului urban Chișinău. Aceasta se explică prin diversitatea speciilor cultivate introduse în flora Republicii Moldova cu scop decorativ, iar spectrul taxonomic al speciilor însoțitoare este determinat de indicii biologici diverși ai acestora, care se caracterizează ca specii cu un grad înalt de adaptabilitate la condițiile ecosistemului urban.

### **3.2. Influența emisiilor auto asupra concentrației pigmentilor asimilatori la unele specii de arbori.**

În ultimele decenii, preocupările omenirii pentru un aer mai curat, mai sănătos se îndreaptă din ce în ce mai mult spre biosupraveghere,

respectiv pe urmărirea reacțiilor la toate nivelurile de organizare a materiei vii sub raport morfologic, biochimic, fiziologic și ecologic, pentru a releva alterarea mediului și a urmări evoluția acesteia (Bolea ș.a., 2006).

Calitatea aerului atmosferic în orașele mari, inclusiv și în mun. Chișinău, este influențată, preponderent, de emisiile de la transportul auto, urmate de CET-uri, cazangerii și întreprinderile mari ale industriei de construcții și de prelucrare, iar în centrele raionale și localitățile rurale – de emisiile de la întreprinderi (Begu, 2010)

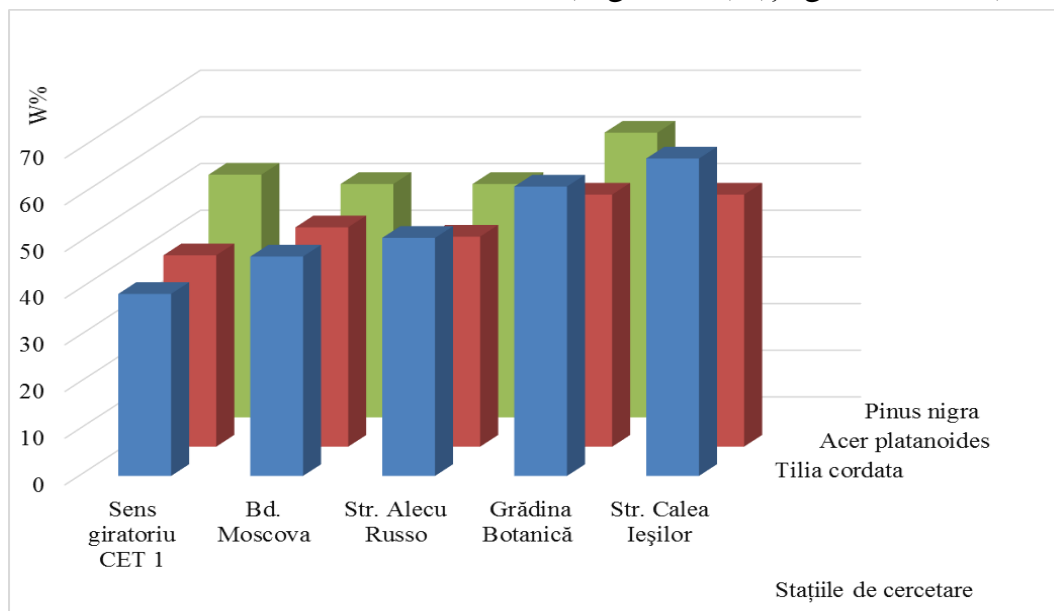
Impactul poluanților emiși în atmosferă asupra vegetației este un fenomen larg documentat. Învelișul foliar al plantelor funcționează ca un dispozitiv eficient de captare a poluanților, prin urmare, organele asimilative sunt direct afectate de poluarea aerului.

Este cunoscut faptul că conținutul de clorofilă în frunze reprezintă un parametru important la folosirea plantelor în biotestare. De exemplu, acesta poate fi folosit ca un indicator al potențialului fotosintetic, precum și al productivității plantelor (Rao, 1985; Carter, 1998).

Impactul cauzat plantelor în mun. Chișinău, este exprimat prin influența directă asupra conținutului pigmentilor fotosintetici – clorofila „a” și „b” și a carotinoizilor. Procesul de fotosinteză este foarte sensibil la poluarea mediului cu  $\text{SO}_2$ ,  $\text{As}_2\text{O}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , ierbicide, insecticide, cloroform și al. (Duca, 2006; Begu, 2010; Teleuță ș.a., 2008). Gradul de nocivitate a emisiilor de eșapament descrește conform următoarei consecutivități:  $\text{SO}_2 > \text{NO} > \text{CO} > \text{CO}_2$ , poluanții distrugând prioritar clorofila „a” și carotinoizii (Teleuță ș.a., 2008; Begu, 2010, 2011). Conform rapoartelor Serviciului Hidrometeorologic de Stat (2014) privind concentrația poluanților atmosferici la posturile staționare (POP) în mun. Chișinău nivelul de poluare a aerului atmosferic pentru anul 2014 se evaluează ca înalt privind conținutul de dioxid de azot, cu frecvența de depășire a  $\text{CMAMm} = 25\%$  – pe str. Vladimirescu (POP nr. 4). Pe str. Calea Ieșilor (POP nr. 3), Moscova (POP nr. 8), s-a atestat un

nivel sporit al poluării aerului cu dioxid de azot (cea mai mare frecvență a depășirii CMAMm = 7-14%). Cea mai mare frecvență a depășirii CMAMm = 42% a fost înregistrată cu dioxid de azot pe str. Vladimirescu (POP nr. 4) în luna septembrie 2014.

Intensitatea creșterii și dezvoltării plantelor reflectă nivelul de rezistență și capacitatea de adaptare la diferiți factori de stres care în funcție de conținutul și starea apei în celule și țesuturi, particularități specifice fazei ontogenezei speciei influențează asupra procesului de fotosinteză (Tarhon ș.a., 1993; Teleuță ș.a., 2008). Astfel, cele trei specii analizate (*Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Pinus nigra*) din toate 5 stații de cercetare au înregistrat o scădere a concentrației totale de apă în frunze conform consecutivității: Călea Ieșilor > Gr. Botanică > bd. Moscova > str. Alecu Russo > CET 1 (Fig. 3.2.1.) (Țugulea, 2016c).

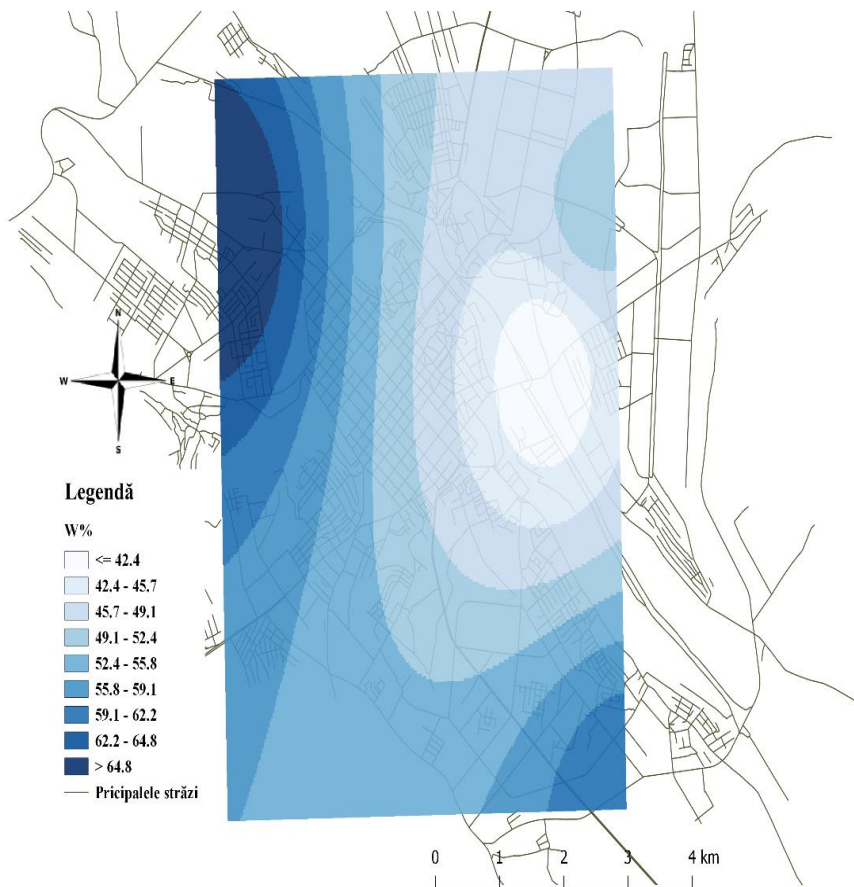


**Fig. 3.2.1 Variația conținutului total de apă în frunze (%)**

Penru *Tilia cordata* conținutul maxim de apă în frunze a fost înregistrată în stațiunea Calea Ieșilor de 68% urmată de stațiunea martor (Grădina Botanică) cu 62% și concentrație minimă la stațiunea CET 1 - 39%. Diferența minimă semnificativă fiind de 12,41%. *Acer platanoides*

și *Pinus nigra* a înregistrat același trend ca și *Tilia cordata*. Diferența de concentrație a apei totale în frunze pentru *Tilia cordata* a fost de 23% dintre stațiunea martor și stațiunea cu o poluare atmosferică mai ridicată (CET 1), pentru *Acer platanoides* și *Pinus nigra* diferența este 13%.

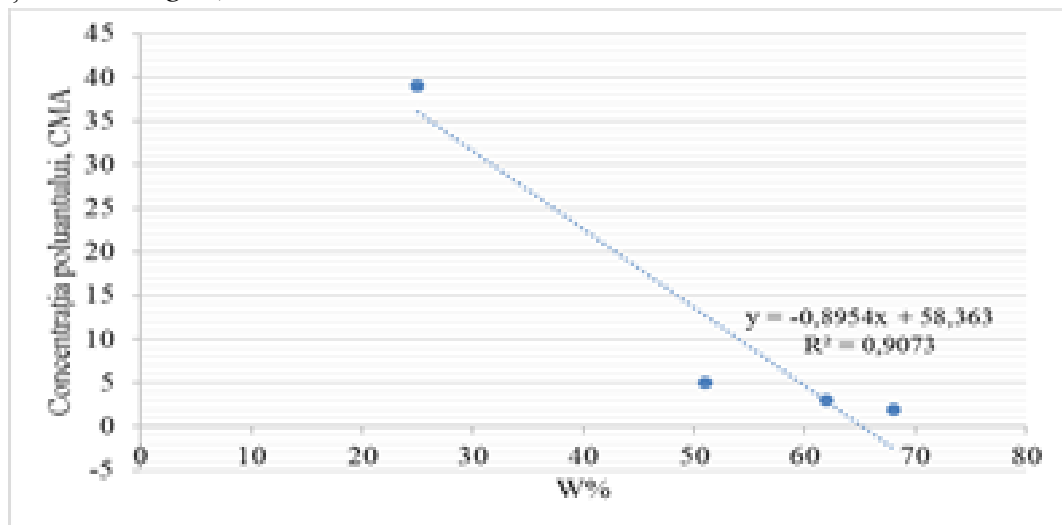
Analizând fig. 3.2.2 constatăm că conținutul total de apă în frunzele de *Tilia cordata* scade odată cu gradul de poluare a aerului atmosferic (fig. 2.3.3 – 2.3.5).



**Fig. 3.2.2 Harta schemă privind distribuția conținutului total de apă în frunzele de *Tilia cordata* Mill**

Între conținutul total de apă în frunzele de *Tilia cordata* și concentrația de  $\text{NO}_2$  (fig. 2.3.3-2.3.5) s-a înregistrat o corelație pozitivă, cu un coeficient  $r^2 = 0,9073$  (fig. 3.2.3). Această corelație s-a înregistrat

doar pentru specia *Tilia cordata*, nu și pentru celelalte (*Acer platanoides* și *Pinus nigra*).

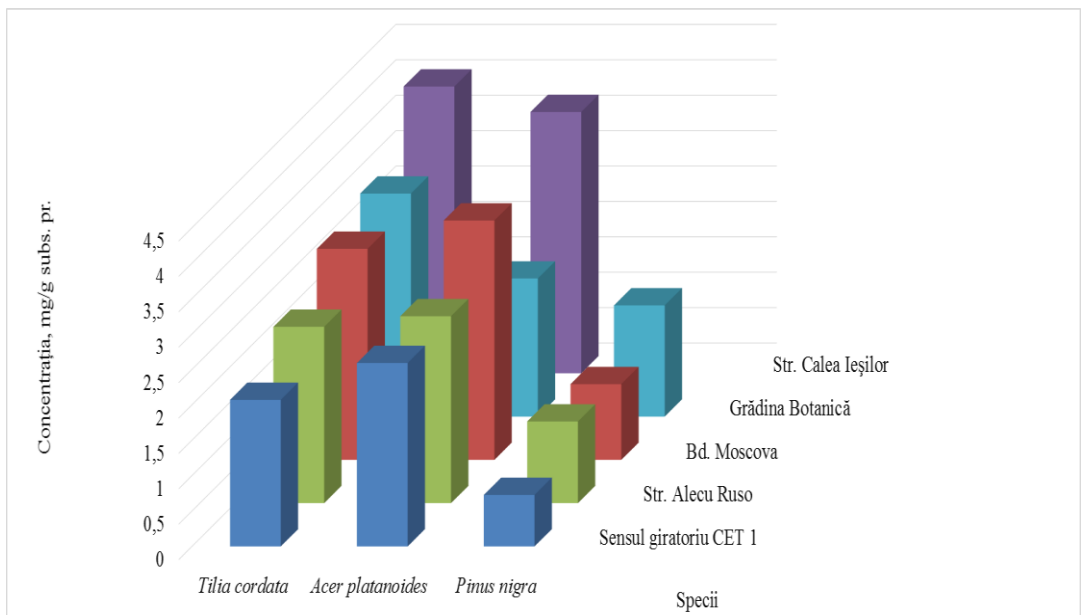


**Fig. 3.2.3 Corelația între concentrația apei în frunzele de *Tilia cordata* și nivelul de poluare a aerului atmosferic în EUC cu NO<sup>2</sup>.**

În lucrarea [60] este dată variația concentrației conținutului total de apă în frunzele unor specii de arbori din diverse zone a or. Chișinău în anii 2004 – 2005. Conform autorilor susmenționați pentru *Acer platanoides* în Gr. Botanică s-a înregistrat 59% apă în frunze, str. Calea Ieșilor - 57% și CET 1 - 53%. Diferența dintre concentrația totală a apei în frunze dintre stația Gr. Botanică și Calea Ieșilor este de 6 unități procentuale.

Rezultatele obținute de autori (Teleuță ș.a., 2008) în anii 2004 - 2005 sunt comparabile cu rezultatele obținute de noi în anul 2014. S-a demonstrat că cea mai mare cantitate totală de apă în frunzele pentru toate speciile analizate este în stațiunea Calea Ieșilor urmată de Grădina Botanică. Această diferență este determinată de concentrația poluanților din aerul atmosferic. Analizând fig. 3.1.1 constatăm că în perioada de vegetație a plantelor predomină vânturile din direcția N-NV, astfel poluanții proveniți de la transportul auto emiși pe străzile orașului sunt direcționați în direcția S-SE a orașului.

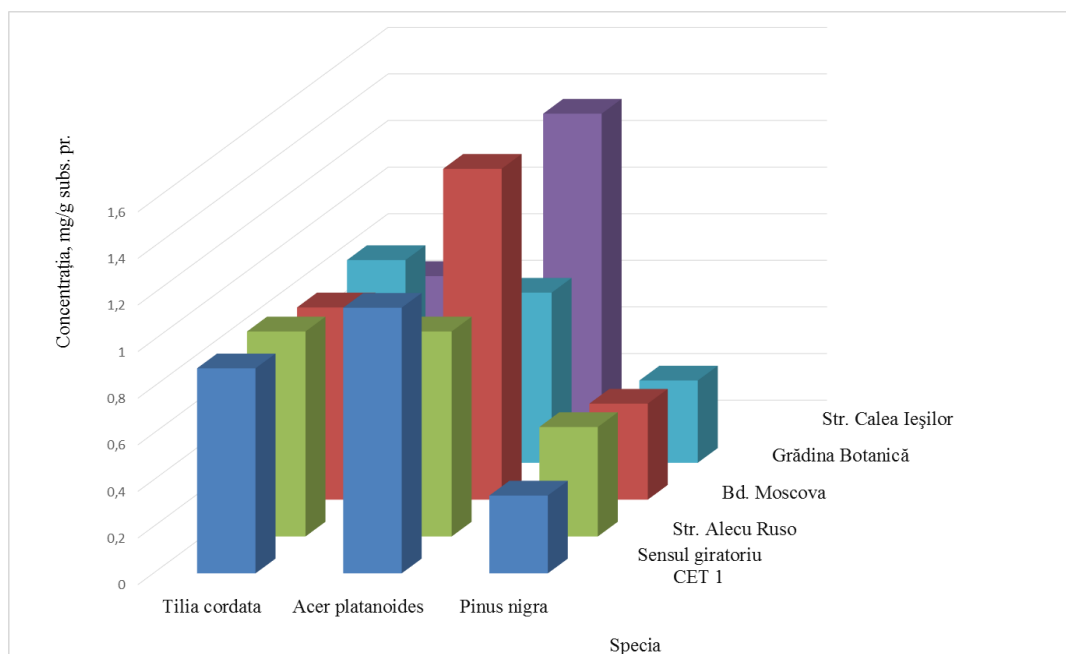
În rezultatul cercetărilor s-a constatat un conținut minim - 2,07 mg/g substanță proaspătă (subs. pr.) al clorofilei „a” la *Tilia cordata* (fig. 3.2.4) în stațiunea sensul giratoriu CET 1, urmată de Alecu Russo cu 2,49 mg/gr s. pr.; Bd. Moscova cu 2,98 mg/gr s. pr., și stațiunea de control Grădina Botanică cu 3,15 mg/gr s. pr. iar valori maxime s-au înregistrat în stația din partea de NV a orașului (Calea Ieșilor) cu 4,05 mg/g s. pr. Diferența minimal semnificativă pentru această specie este 1,63 mg/g s. pr.



**Fig. 3.2.4** Conținutul clorofilei „a” în frunzele unor specii de arbori

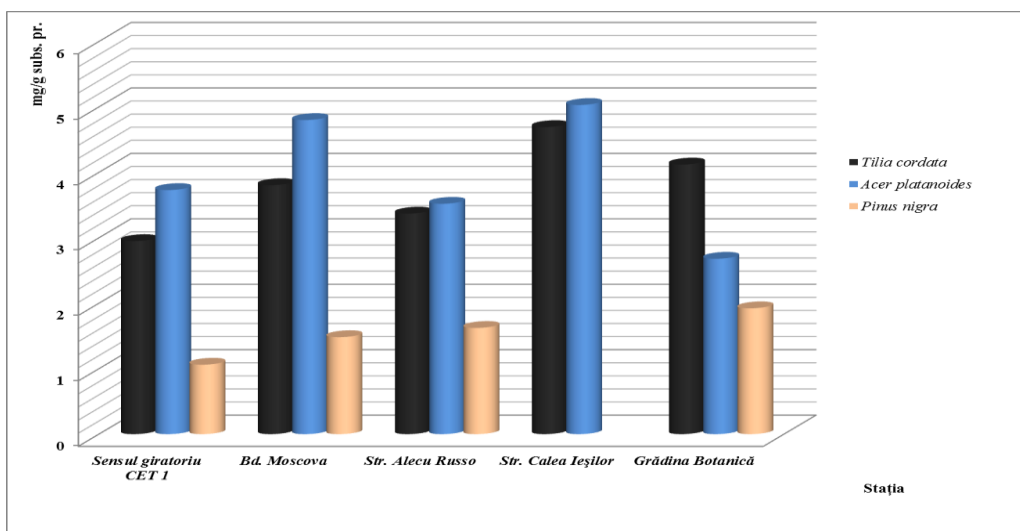
Pentru clorofila „b” nu s-a înregistrat o diferență minimă semnificativă (0,11 mg/g s.pr.), valorile acestea variind între 0,83 și 0,88 mg/gr s. pr. Suma concentrației pigmentilor asimilatori („a”+„b”) la fel și raportul („a”/„b”) au aceeași tendință Sensul giratoriu CET 1 < Str. Alecu Russo < Bd. Moscova < Grădina Botanică < Calea Ieșilor (Fig. 3.2.4).





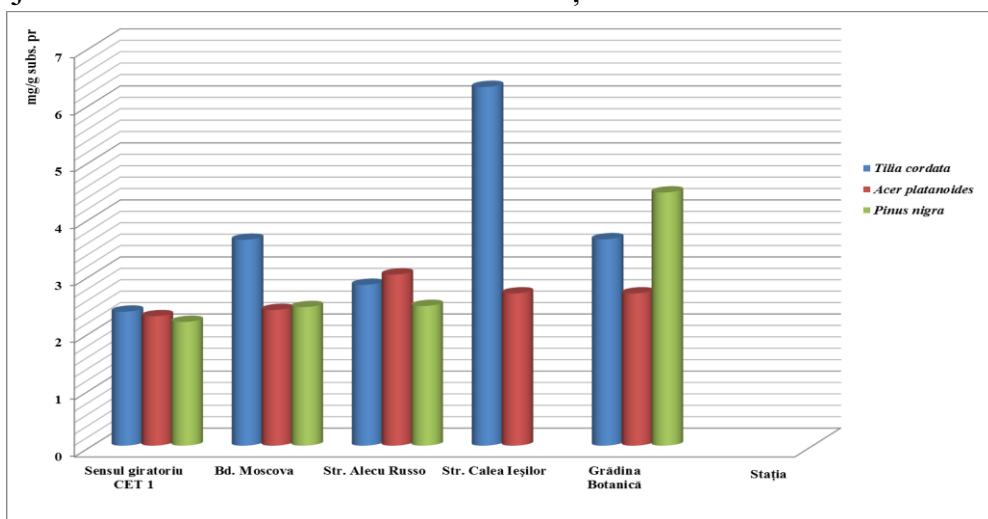
**Fig. 3.2.5 Conținutul clorofilei „b” în frunzele unor specii de arbori**

Pentru *Acer platanoides* cel mai ridicat conținut (3,69 mg/g) subs. pr. al clorofilei „a” a fost înregistrat în stația Calea Ieșilor (fig. 3.2.4), urmată de Bd. Moscova cu 3,38 mg/gr s. pr., iar celelalte stații nu au înregistrat diferențe semnificative (0,74 mg/g subs. pr.). Clorofila „b” nu a înregistrat diferențe semnificative, tendințe de majorare au fost observate în stațiile Bd. Moscova și Calea Ieșilor. Suma concentrației pigmentilor asimilatori („a”+„b”) indică o valoare maximă în stațiunea str. Calea Ieșilor și Bd. Moscova, celelalte stații nu prezintă diferență minimă semnificativă (1,07 mg/g subs. pr.) (Fig. 3.2.6).



**Fig. 3.2.6** Conținutul clorofilei („a”+„b”) în frunzele unor specii de arbori

Concentrația pigmentilor asimilatori pentru *Pinus nigra* în stațiile cercetate indică diferențe minimal semnificative (0,32 mg/g subs. pr.) în Grădina Botanică și str. Alecu Russo. Pentru clorofila „b” tendințe de majorare se observă la str. Alecu Russo și Bd. Moscova.

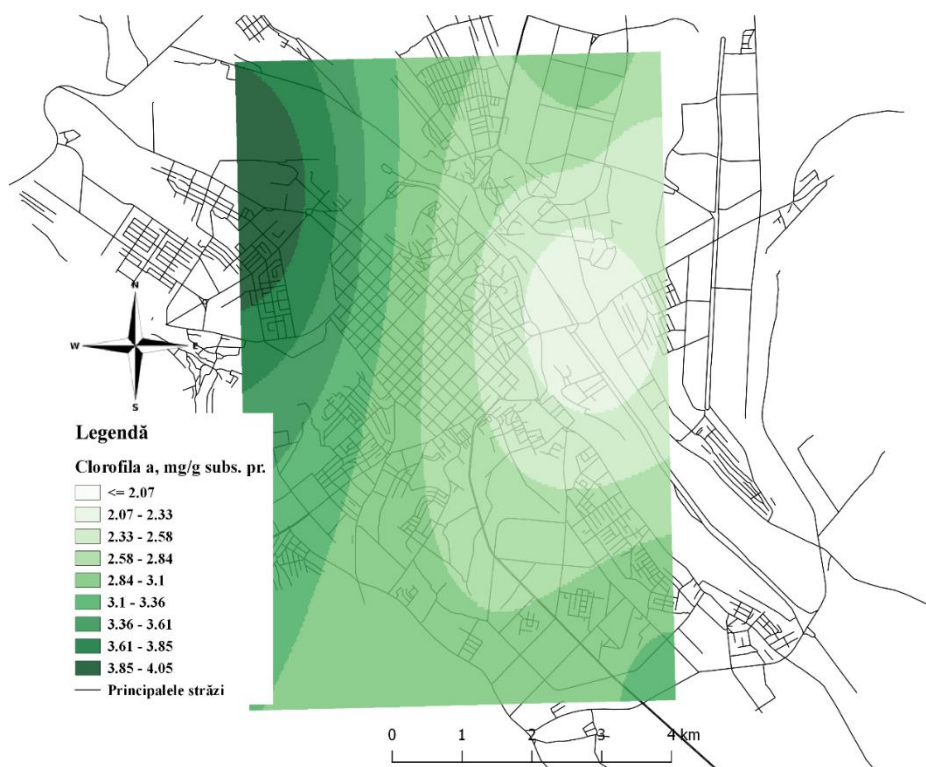


**Fig. 3.2.7** Conținutul clorofilei („a”/„b”) în frunzele unor specii de arbori

În lucrarea (Teleuță ș.a., 2008) investigațiile desfășurate de autori asupra conținutului pigmentilor asimilatori în frunzele de arțar

evidențiază aceleași tendințe ca și rezultatele obținute de noi. Astfel din cele trei stații cercetate de ei (martor Grădina Botanică; str. Uzinelor 1; str. Calea Ieșilor) au obținut tendința: St. CET 1 < St. Calea Ieșilor < St. Grădina Botanică.

În urma investigațiilor efectuate se poate concluziona că impactul poluanților atmosferici este ne semnificativ asupra formării clorofilei „b” în frunze pentru speciile din stațiile analizate. Impactul antropic se manifestă mai intens asupra clorofilei „a”, dar și a conținutului total al apei în frunze. Astfel trebuie de menționat că unele din aceste răspunsuri fiziologice pot servi ca indicator al poluării, însă este greu a estima factorul de poluare care a determinat efectele negative. Efectul toxic poate fi aditiv, sinergist și cu caracter similar pentru diferite surse de poluare atât a apei, solului, cât și a atmosferei (Duca, 2006; Teleuță ș.a., 2008).

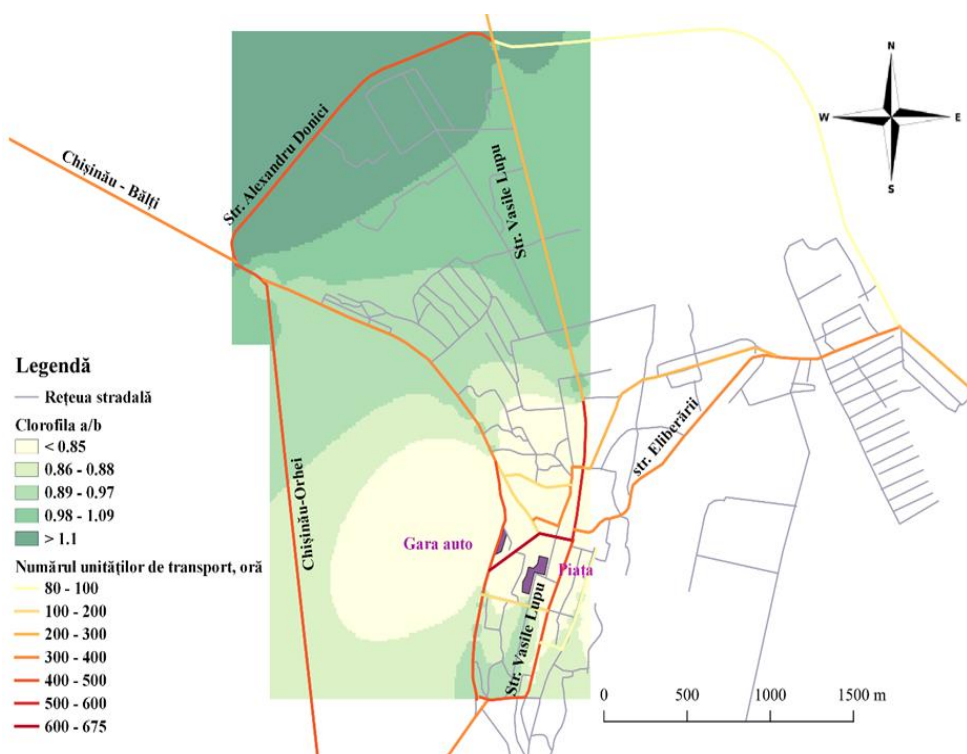


**Fig. 3.2.8** Harta schemă privind distribuția conținutului cloroflei a în frunzele de *Tilia cordata* Mill

Analizând fig. 3.2.2 și 3.2.8 dar și fig. 2.3.4 – 2.3.6 observăm că stația din sectorul centru al orașului cu trafic auto intens înregistrează cea mai scăzută cantitate a apei totale cât și concentrație a clorofilei „a”. Localizarea impactului poluanților atmosferici este determinată și de direcția vântului. Astfel, masele de aer cu poluanți din spațiul orașenesc sunt direcționate în direcția S-SE a orașului unde se află și Grădina Botanică.

În această ordine de idei a fost cercetat impactul factorului antropic (transportul auto) asupra vegetației și în EUOrhei.

Rezultatele investigațiilor de laborator (Fig. 3.2.9) au demonstrat că raportul dintre clorofila „a”/„b” în materialul foliar al arborilor din EU Orhei este în strânsă dependență de traficul auto. În zona cu trafic auto intens raportul clorofilei „a”/„b” în frunzele plantelor este mai redus.



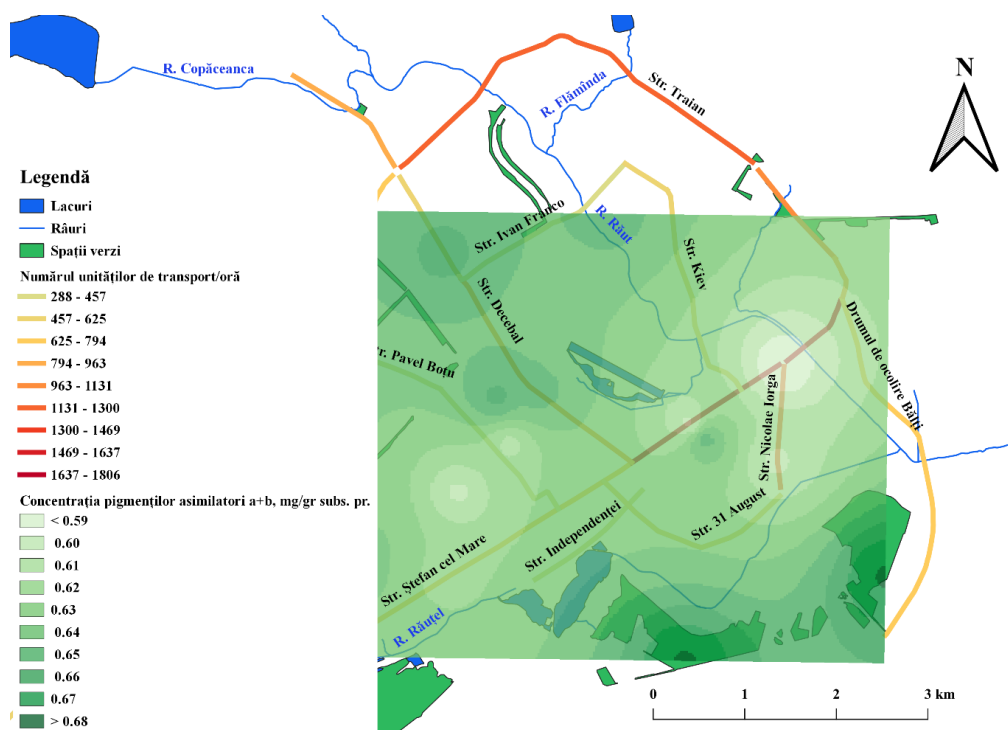
**Fig. 3.2.9 Harta schemă privind conținutul cloroflei „a”/„b” în frunzele unor arbori din EUOrhei**

Raportul mai ridicat al clorofilei „a”/„b” (1,30) a fost atestat în zona str. Alexandru Donici unde traficul auto este redus. Raportul scăzut a fost înregistrat în frunzele arborilor de pe str. M. Eminescu, Strada Vasile Lupu în limitele str. Ștefan cel Mare și str. Șoimarului, dar și str. M. Sadoveanu, unde traficul auto este intens, circa 600-700 unități/oră. În imediata apropiere de aceste străzi se află Piața, dar și Gara auto unde fluxul de transport este mare.

Ca și în cazul celorlalte ecosisteme urbane sus menționate, în EUBălți impactul factorului antropic asupra vegetației este destul de evidențiat. Ținând cont de condițiile meteorologice nefavorabile (seceta pronunțată) din perioada de vegetație 2020, plantele au fost supuse și stresului hidric. În acest context, dezvoltarea învelișului foliar al arborilor a fost afectat.

Concentrația pigmentilor asimilatori a+b în funzele arborilor (*Tilia cordata* Mill.) din EUBălți s-a dovedit a fi în strânsă legătură cu numărul unităților de transport. Astfel, cea mai scăzută concentrație a fost stabilită pe sectorul din preajma Gării auto și str. Nicolae Iorga, unde este cel mai mare număr al unităților de transport (Fig. 3.2.10). Cea mai sporită concentrație a fost înregistrată în parcurile de la periferiile orașului.

Intensitatea creșterii și dezvoltării plantelor în ecosistemele urbane este determinată de nivelul de rezistență și capacitatea de adaptare la diferiți factori de stres (calitatea aerului, solului, condiții climaterice, etc). În acest context, în zonele intens circulate ale ecosistemelor se atestă o concentrație scăzută a clorofilei „a” și „b”. Raportul mai ridicat al acesteia a fost înregistrat la periferia ecosistemelor, dar și în parcuri unde traficul auto este scăzut. Efectul fitotoxic poate fi aditiv, sinergist și cu caracter similar pentru diferite surse de poluare atât a aerului, apei cât și solului.



**Fig. 3.2.10 Harta schemă privind conținutul cloroflei „a”+„b” în frunzele unor arbori din EUBălți**

### **3.3. Acumularea azotului și sulfului în frunze de către unele specii de arbori**

După cum s-a menționat anterior, autovehiculele emit în atmosferă un amestec variat de poluanți: monoxid de azot (NO), dioxid de azot (NO<sub>2</sub>), acidul azotos (HONO), amoniac (NH<sub>3</sub>), monoxid de carbon (CO), dioxid de carbon (CO<sub>2</sub>), dioxid de sulf (SO<sub>2</sub>), compuși organici volatili (COV), hidrocarburi aromatice policiclice (HAP) și particule, inclusiv metale.

Sursa principală a poluanților gazoși provine în cea mai mare parte în urma arderii carburanților. Metalele și particulele pot apărea și în urma uzurii pieselor motorului, garniturilor de frână, anvelopelor și alte componente auto. Hidrocarburile sunt de asemenea emise prin

evaporare din rezervorul de combustibil și carburator (Хватов и др., 2007).

Oxidul azotului emis de autovehicule este ușor oxidat în aer. Rata de conversie a NO în NO<sub>2</sub> se reduce în condițiile temperaturilor scăzute sau când valorile O<sub>3</sub> sunt scăzute (Van Breemen et al., 1983). Raportul dintre NO și NO<sub>2</sub> va scadea odată cu distanța de la marginea drumului, și va depinde de factori meteorologici.

În lucrarea (Bignal et al., 2004) autorii menționează că odată cu depărtarea de șosea scade concentrația oxizilor de azot. Pentru NO<sub>x</sub> la distanța 30m de șosea concentrația scade cu 50%. În aceeași lucrare se menționează că influența transportului auto asupra nivelurilor de poluare pot fi detectate mult mai departe.

Autorul CAPE J. N. (2003) menționează că oxizii de azot și NH<sub>3</sub> sunt strâns legați de intensitatea traficului. În cazul HONO, deși concentrațiile sunt relativ scăzute în comparație cu NO<sub>2</sub>, rata de depunere este mult mai mare, ceea ce sugerează că NH<sub>3</sub> poate contribui în mod egal la depunerile de azot de-a lungul șoselelor. Viteza mare de depunere a HONO și NH<sub>3</sub> sugerează că concentrațiile acestor gaze vor scădea mai rapid cu distanța de la drum decât cele de NO<sub>x</sub> și nu vor avea un impact asupra vegetației, ci doar în preajma șoselei.

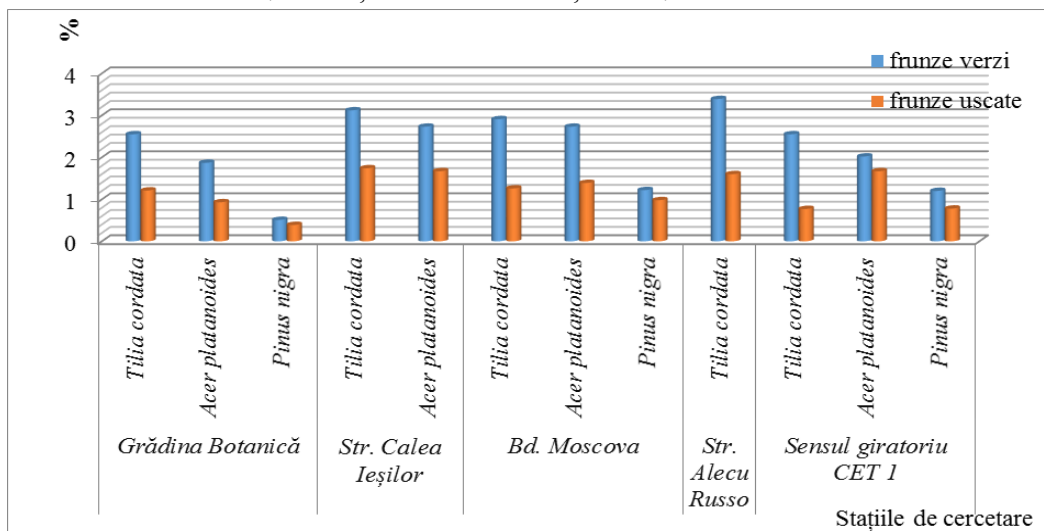
Concentrația oxizilor de azot (NO<sub>x</sub>) și a altor poluanți este în strânsă dependență nu numai de factorii geomorfologici, geobiochimici ș.a., dar și de cei climatici – inversiunile de temperatură, vântul și umiditatea aerului. Astfel, inversiunile de temperatură se produc de obicei în zonele de depresiuni. Pe verticală, acestea pot avea înălțimi variabile atingând câteva sute de metri și variază în funcție de caracteristicile termice ale masei de aer care a generat-o, ceea ce se răsfrânge asupra regimului diurn și anual al poluării. În condițiile de oscilație a temperaturilor, emisiile formează o serie de reacții chimice cu precipitațiile (roua, ceața, picăturile de apă, etc.) care se află în apropiere sau sunt depuse pe diverse suprafețe.

Un factor, ce nu trebuie scăpat din vedere în procesul de preluare a azotului atmosferic de către plante, este gradul de aprovizionare a solului cu azot. Studiile în domeniu (Brașoveanu, 2014b) demonstrează că cantitatea de azot preluată din aer de către materialul foliar este mai mare în ecosistemele cu deficit de azot în sol.

Trebuie de ținut cont și de concentrația poluanților în aerul atmosferic. Astfel conform (Chirică ș.a., 2015) în anul 2014, cel mai înalt indicator al poluării este în centrul orașului. Această poluare a aerului atmosferic se datorează transportului auto intens.

Pentru a evalua relația dintre gradul de poluare a aerului atmosferic și consecințele acestuia asupra plantelor, ne-am propus să determinăm concentrația de azot și sulf total în frunzele verzi și cele uscate unor specii de arbori. Întrucât capacitatea de acumulare a azotului și sulfului în frunze este un indicator al poluării atmosferice, pentru a ține cont de acestea au fost colectate probe de frunze verzi și apoi uscate pentru analize chimice din diferite stațiuni ale EUC.

Analizând fig. 3.3.1 și 3.3.2 constatăm că concentrația maximă de azot total în frunzele verzi pentru *Tilia cordata* s-a înregistrat la stația str. Alecu Russo 3,39% și str. Calea Ieșilor 3,12%.



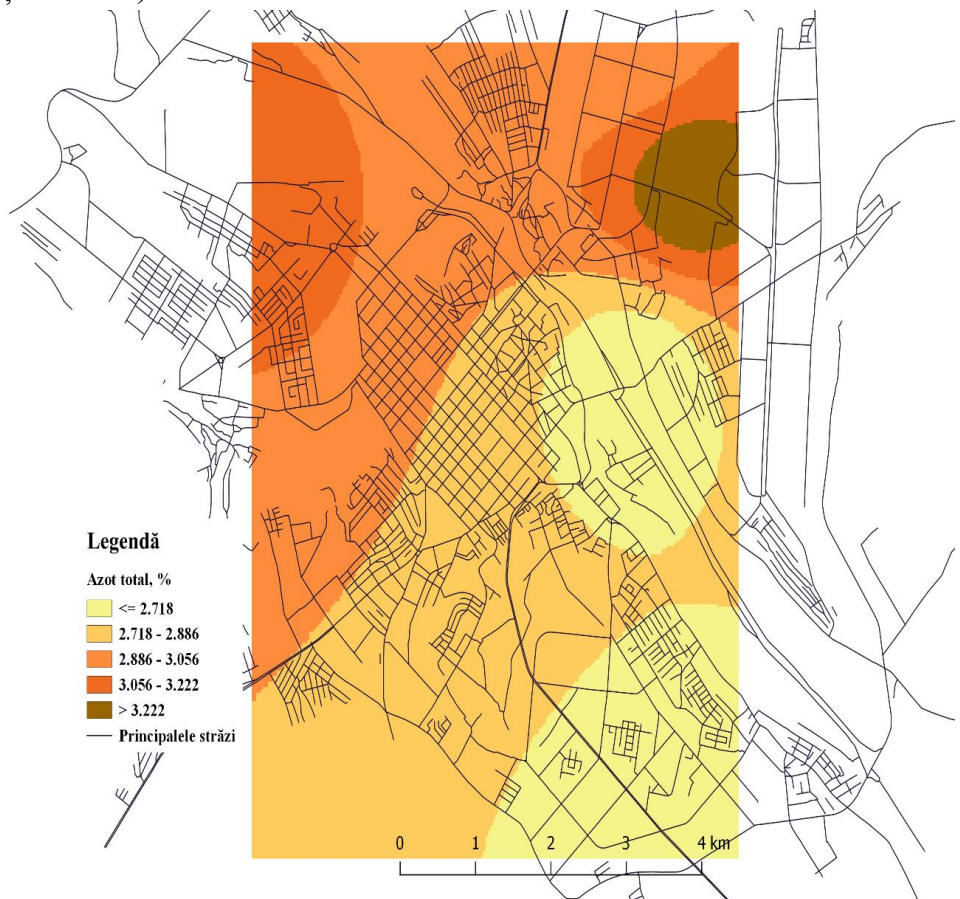
**Fig. 3.3.1 Concentrația azotului total în frunzele verzi și uscate ale unor specii de arbori**



Pentru celelalte stații nu a fost înregistrată o diferență minimal admisibilă (0,39%), cu excepția bd. Moscova, care a prezentat o creștere nesemnificativă.

*Acer platanoides* a prezentat creșteri a concentrației de azot total în stațiile Calea Ieșilor și bd. Moscovei de 2,73%.

La *Pinus nigra* au fost înregistrate concentrații maxime în stațiile bd. Moscova și sensul giratoriu de la CET 1. Această tendință s-a manifestat și în cazul conținutului de clorofilă („a” și „b”), și este dependentă de concentrația poluanților aerului atmosferic ( $\text{NO}_2$  depășește CMA).



**Fig. 3.3.2 Harta schemă privind conținutul azotului total în frunzele verzi de *Tilia cordata* Mill**

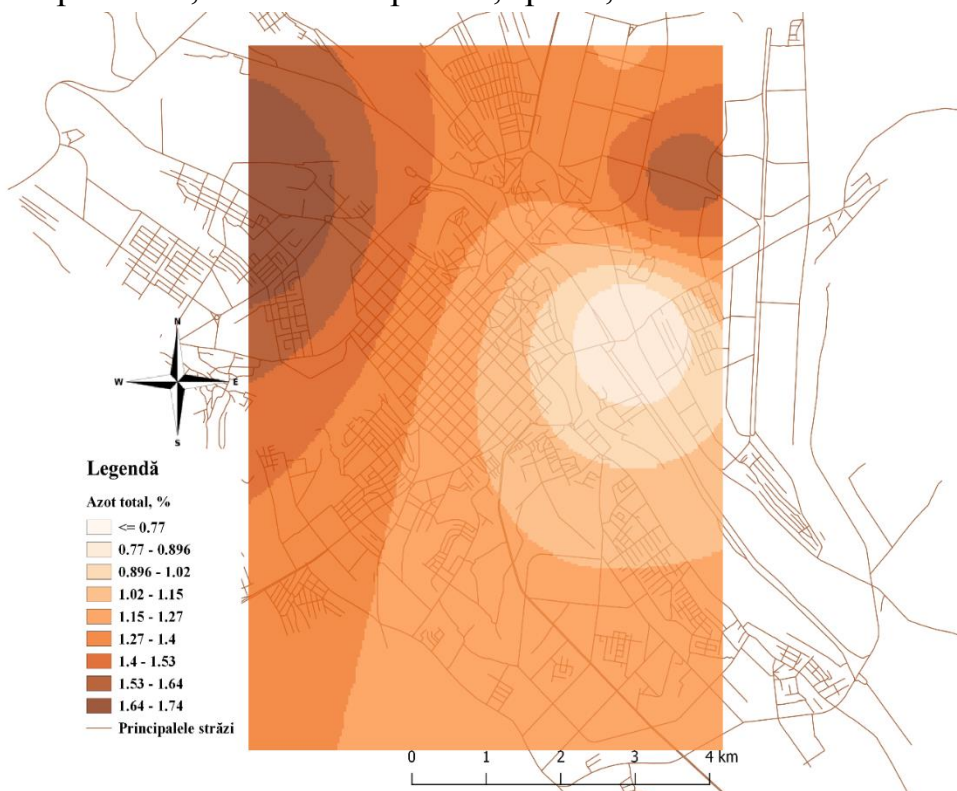
Acumularea azotului total în frunzele uscate ale speciilor de arbori (*Tilia cordata*, *Acer platanoides* și *Pinus nigra*) reflectă cantitatea acumulată în frunze pe parcursul perioadei de vegetație. Concentrația maximă a azotului total a fost înregistrată pentru *Tilia cordata* în stațiile Calea Ieșilor (1,74%) și str. Alecu Russo (1,6%), iar minimă s-a păstrat în sensul giratoriu CET 1 (0,77%). Stațiile Grădina Botanică și bd. Moscova au tendința de depășire a diferenței minime admisibile (0,4%) față de sensul giratoriu CET 1. Frunzele uscate ale speciei *Acer platanoides*, ca și în cazul frunzelor verzi, păstrează aceeași tendință: valoare minimă a fost înregistrată în stația Grădina Botanică (0,93%), iar str. Calea Ieșilor și sensul giratoriu CET 1 au înregistrat valori maxime (1,67%). Pentru *Pinus nigra*, la fel ca și pentru acele verzi, în cele uscate a fost înregistrate valori maxime în stațiile bd. Moscova (0,98%) și sensul giratoriu CET 1 (0,78%).

Cea mai sporită concentrație a azotului total în frunzele uscate cât și în cele verzi la *Tilia cordata* s-a înregistrat în stațiunile din partea de nord a ecosistemului (Calea Ieșilor, Bd. Moscova și Str. Alecu Russo) iar cea joasă la sensul giratoriu de la CET 1 (Fig. 3.3.3).

Acumularea sulfului este legată de proprietățile biologice ale speciei, de intensitatea migrării sulfului din frunze în alte organe și de capacitatea repartizării acestui element. Plantele, cu un potențial mai ridicat de acumulare al sulfaților, sunt mai rezistente la poluanți sulfuroși (Луканин, 2003; Павлова, 2006). Cantitatea de sulf este un indice caracteristic al necesității plantelor în acest element (Барахтенова и Николаевский, 1983). În frunze la început se formează sulfiți care apoi se oxidează până la sulfați. În consecință, în plantă se mărește conținutul de sulf.

În condiții pedoclimatice și fitocenotice diferite, într-un mediu poluant constant, (concentrația și spectrul chimic), plantele își exercită funcția de fitofiltru cu diferită eficacitate. Sulfații sunt absorbiți de plante în decursul întregii perioade de vegetație, dar sulful aparține

elementelor nutritive migrante și se deplasează din frunzele senile în cele tinere, de aceea, în perioada creșterii intensive a frunzelor acesta nu se acumulează. Bioxidul de sulf din atmosferă poate pătrunde direct în stomatele frunzelor transformându-se în  $\text{SO}_3$  sau  $\text{SO}_4$  în anumite condiții (lumină, căldură). Pagubele cele mai importante provocate de către  $\text{SO}_2$  plantelor se produc ziua, când activitatea fotosintetică este maximă, acțiunea fitotoxică a  $\text{SO}_2$  constând în distrugerea clorofilei (Zeevaart, 1976; Palancean, 2015) Această acțiune este influențată și de către condițiile meteorologice (temperatura, umiditatea, lumina), conținutul de apă al plantelor, durata de expunere, specie, vârstă etc.

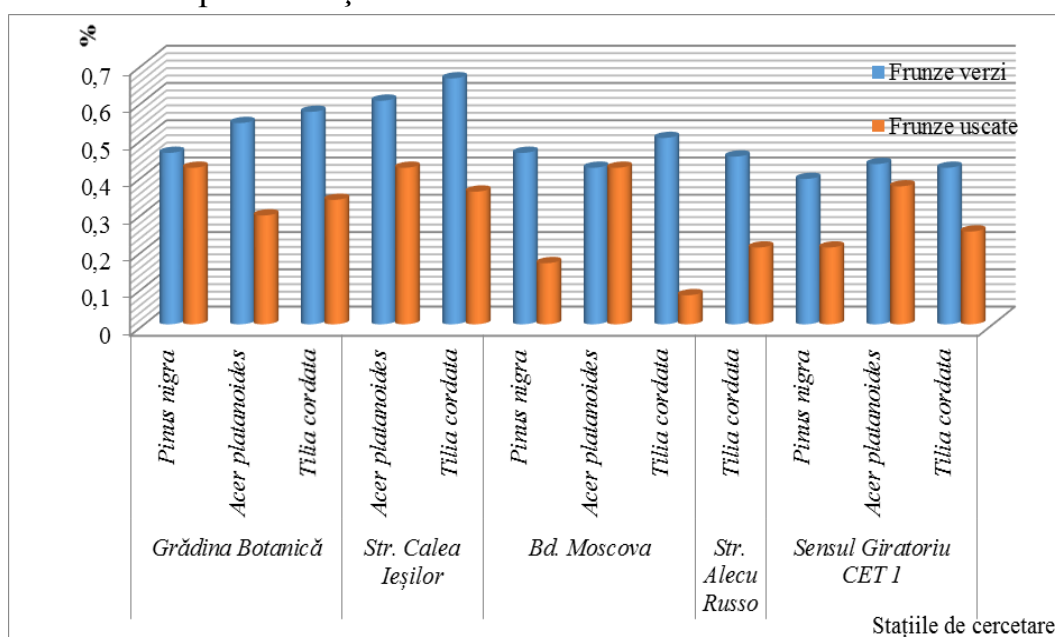


**Fig. 3.3.3 Harta schemă privind conținutul azotului total în frunzele uscate de la *Tilia cordata* Mill**

Cercetările au demonstrat că în toate stațiile dintre cele trei specii de arbori, acumulări maxime de sulf au fost detectate în frunzele de *Tilia cordata* (de la 0,42 la 0,66%), *Acer platanoides* (de la 0,42 la 0,6%), iar

*Pinus nigra* 0,39 – 0,46% (Fig. 3.3.4). Aceste specii fac parte din diferite categorii de rezistență. Astfel conform cercetărilor lui Smejkal G. (1982). *Pinus nigra* se atribuie la categoria speciilor sensibile la poluare, iar Palancean A. (1995) menționează că *Acer platanoides* și *Tilia cordata* sunt incluse în categoria plantelor slab rezistente. Compararea conținutului de sulf în frunzele arborilor, în diferite locații, care se deosebesc după gradul de poluare, confirmă că *Tilia cordata* a înregistrat cea mai mare concentrație a sulfului dintre speciile analizate, aceasta fiind urmată de *Acer platanoides* (Țugulea ș.a., 2015, 2018).

A. Palancean (2015) afirmă că conținutul de sulf în plante nu poate servi scopului de diagnosticare, din cauza că în condițiile puternic poluate cu dioxid de sulf și hidrogen sulfuros factorul decisiv în deteriorarea plantelor îi aparține vitezei absorbției și procesului de detoxicare a plantelor și nicidecum acumulării sulfatului.

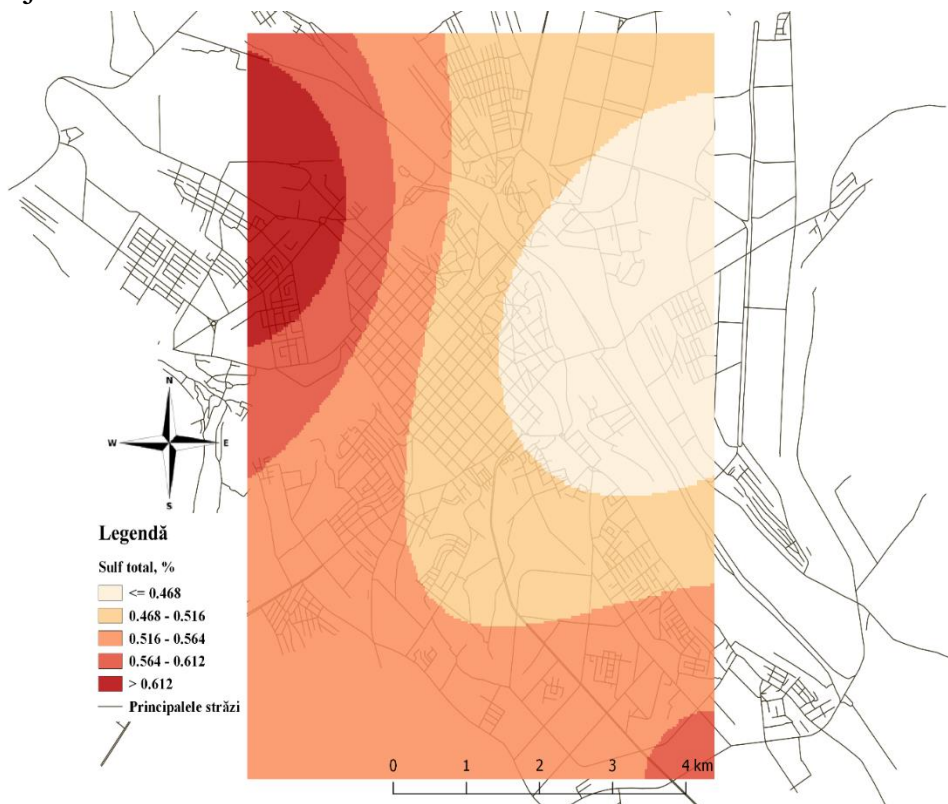


**Fig. 3.3.4 Conținutul de sulf total în frunzele verzi și uscate ale unor specii de arbori**

Investigațiile au demonstrat că, *Tilia cordata* acumulează cantitate maximă de sulf în stația Calea Ieșilor - 0,66%, urmată de Grădina

Botanică – 0,57% (Fig. 3.3.5), Bd. Moscova, sensul giratoriu CET 1 și str. Alecu Russo nu au înregistrat o diferență minimal semnificativă (0,1%), valorile încadrându-se la 0,5%. *Acer platanoides* a înregistrat o concentrație maximă în stația Calea Ieșilor (0,6%), iar *Pinus nigra*, bd. Moscova și Grădina Botanică (0,46). În celelalte stații nu s-a observat o diferență minimal semnificativă.

Гетко Н.В. (1976; Гетко и др., 1978) a identificat, evidențiat și descris câteva tipuri de absorbție a sulfului pe parcursul perioadei de vegetație: *absorbție permanentă* în toată perioada de vegetație; *absorbție cu descreștere* la sfârșitul perioadei de vegetație; *absorbție cu creștere* la sfârșitul perioadei de vegetație, acestea fiind caracteristice pentru majoritatea plantelor pe fundalul poluării constante, moderate sau majore.



**Fig. 3.3.5 Harta schemă privind conținutul sulfului total în frunzele verzi de la *Tilia cordata* Mill**

Comparând datele obținute în urma determinării concentrației sulfului total în frunzele uscate (Fig.3.3.2) observăm că în cazul nostru pentru toate aceste trei specii (*Tilia cordata*, *Acer platanoides* și *Pinus nigra*) se evidențiază absorbție cu descreștere la sfârșitul vegetației.

A. Palancean (2015) menționează că fiecărei specii de plante lemnoase, în absența evidentă a poluării, îi este caracteristic un nivel de conținut de sulf de 0,2-0,9%. În condițiile de poluare cu poluanți sulfuroși conținutul de sulf la plante poate să se mărească radical.

Ținând cont că concentrația oxizilor de sulf în aerul atmosferic în perioada de vegetație a anului inclus în cercetare este cuprinsă între 0,001 – 0,009 mg/m<sup>3</sup> ceea ce nu depășește CMA (0,05mg/m<sup>3</sup>) (Anuar pentru anul 2014) datele obținute privind concentrația de sulf în frunzele verzi și uscate, care se încadrează în limitele 0,2 – 0,9%, putem afirma că în cadrul EUC lipsește poluarea majoră cu SO<sub>2</sub> și dezvoltarea arborilor luați în cercetare nu este afectată.

### **3.4. Modelarea influenței emisiilor auto asupra unor specii de plante vasculare și inferioare.**

A fost menționat faptul că emisiile auto au un efect negativ asupra plantelor distrugând organele asimilative. În condițiile EUC au fost observate diferențe a concentrațiilor pigmentilor asimilatori la unele specii de arbori din 5 stațiuni de cercetare ce presupunem că se datorează în special poluării bazinului aerian cu emisii ale transportului auto.

În urma observațiilor fenologice asupra speciilor *Salvia splendens* J.A. Schultes și *Tagetes erecta* L. tratate cu emisii (Fig. 3.4.1) s-a demonstrat, că emisiile auto în concentrații mari afectează puternic dezvoltarea plantelor. După șapte zile ale experimentului s-a observat că în varianta tratată cu aer, plantele nu au fost afectată. Varianta unde a fost substituit 50% din aer cu emisii auto, plantele au fost afectate în proporție de 30%, iar varianta cu emisii auto a fost afectată în totalitate (Fig. 3.4.2).

Analizând conținutul pigmentilor asimilatori la *Salvia splendens* s-a demonstrat că clorofila „a” scade substanțial în condițiile în care învelișul gazos a fost substituit integral cu emisii auto.

Din figura (Fig. 3.4.3) se observă, că la substituirea aerului cu 50% emisii, concentrația clorofilei „a” se mărește cu 0,15 mg/g s.pr. față de varianta tratată cu aer, pe când în varianta cu 100% emisii acest indice scade aproape de 3 ori.

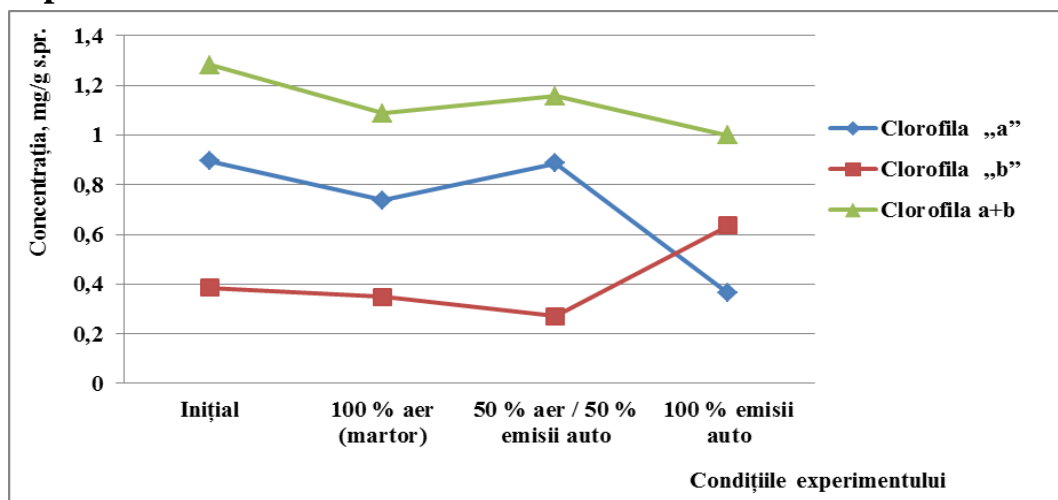


**Fig. 3.4.1. Modelul influenței emisiilor auto asupra plantelor vasculare**

De menționat că concentrația clorofilei „b” în frunzele *Salvia splendens* la concentrații sporite de emisii auto crește, iar raportul dintre clorofila „a” și clorofila „b” se diminuează simțitor, de la 2,11 în varianta tratată cu aer (martor) la 0,57 în varianta cu 100% emisii auto (Fig. 3.4.2). Cel mai mare raport s-a înregistrat în variantele unde 50% din aer a fost substituit cu emisii auto.



**Fig. 3.4.2. Imagine cu rezultatul obținut în urma experimentului**

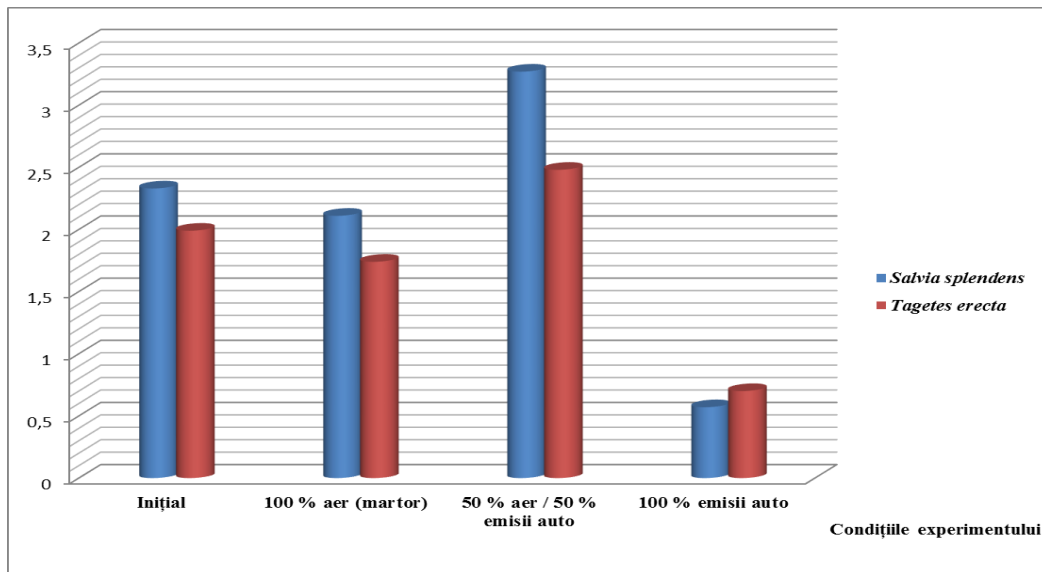


**Fig. 3.4.3 Conținutul pigmentilor asimilatori „a” și „b” pentru *Salvia splendens***

Conținutul pigmentilor asimilatori la *Tagetes erecta* sub acțiunea emisiilor auto se modifică considerabil comparativ cu varianta martor.



Analizând fig. 3.4.4 observăm că conținutul clorofirei „a” a scăzut de la 0,92 mg/g s.pr. în varianta martor la 0,58 varianta tratată cu emisii, iar clorofila „b” este practic invers. Raportul cel mai mare (2,48) dintre conținutul clorofilei „a” și clorofilei „b” la *Tagetes erecta* ca și în cazul *Salvia splendens* a fost înregistrat în varianta unde 50% din aer a fost substituit cu emisii auto, iar cel mai mic în varianta cu 100% emisii auto – 0,7.



**Fig. 3.4.4 Conținutul pigmentilor asimilatori „a” și „b” pentru *Tagetes erecta***

Riscul față de o substanță sau alta este determinat atât de proprietățile ei toxice, cât și de modul în care aceste proprietăți se manifestă în dependență de corelațiile existente între concentrație, durată, frecvență. Datorită stabilității chimice înalte în mediu și acumulării continue determinată de sursele de poluare industrial-urbane, emisiile auto constituie un factor major de poluare persistentă cu un înalt grad de toxicitate. Plantele, ca și toate elementele biosistemului, manifestă sensibilitate înaltă la acțiunea poluanților care se acumulează din ce în ce mai mult în lanțul trofic. Totodată, datorită particularităților specifice de metabolism, plantele dezvoltă toleranță la acțiunea

diferiților poluanți, oferind posibilitatea utilizării lor în monitorizarea calității mediului (Duca, 2006).

Speciile supuse experimentului cu diferite concentrații de emisii reflectă reacția de răspuns a plantei expuse stresului chimic determinat de poluarea atmosferei. Conform datelor obținute, conținutul de pigmenți în țesutul foliar al plantelor a demonstrat cele mai mari devieri de la normă comparativ cu martorul, ceea ce indică la faptul că aparatul fotosintetic manifestă un nivel înalt de sensibilitate la poluare.

În ultimile decenii poluarea cu substanțe toxice din atmosferă a devenit semnificativă și pentru corpurile de apă. Odată cu precipitațiile din straturile inferioare ale troposferei se elimină peste 80% din poluanții acizi, care nimeresc în apele de suprafață. În unele orașe concentrația diferitelor grupe de substanțe organice în apa de ploaie este de 40 – 90 mg/l, iar în zăpadă – 70 – 90 mg/l. Studiile au demonstrat că nivelul de contaminare a scurgerilor de pe autostrăzi este comparabil cu apele uzate urbane (Могылдя и др., 2016).

Potrivit rapoartelor Serviciului Hidrometeorologic de Stat al Republicii Moldova în anul 2014, conținutul mediu anual al unor ioni în precipitațiile din mun. Chișinău a fost: SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> - 1,79mg/l; Cl<sup>-</sup> - 1,16 mg/l; HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> - 7,71mg/l; NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - 1,12mg/l. A fost de asemenea evidențiată o concentrație sporită a metalelor grele în precipitațiile atmosferice din Chișinău. Pe parcursul anilor 2010 – 2014 conținutul de plumb a variat de la 1,85 la 12,57μg/l; cadmiu de la 0,05 la 0,28 μg/l; cuprul de la 7,17 până la 39,14 μg/l; nichel de la 4,06 la 43,48 μg/l și crom de la 2,28 până la 4,47μg/l (Anuar pentru anul 2014)

Cea mai mare parte a apei provenite din precipitațiile atmosferice ajung în bazinele acvatice. Din acest context scopul nostru a fost de a cerceta componența floristică a algelor în unele bazine acvatice.

Analiza taxonomică a algoflorei din lacul Valea Morilor în luna octombrie a. 2014 (Tabelul 3.4.1) indica prezența a 22 specii și varietăți de alge din 4 filumuri: Cyanophyta – 1 specie, Chlorophyta – 15 specii,

Bacillaryophyta – 3 specii, Euglenophyta – 3 specii. Cele mai diverse sunt algele clorofite reprezentate de 3 clase: Chlorococcophyceae – 13 specii, Volvocophyceae și Conjugatophyceae cu câte o specie (Могылдя и др., 2016).

**Tabelul 3.4.1**

**Influența emisiilor asupra componenței floristice a algoflorei din lacul Valea Morilor (anul 2014)**

Nr. d/o	Filumul, specii și varietăți de alge	Prezența algelor		
		Inițial	Barbotarea cu aer	Barbotarea cu emisii auto
<b><i>Cyanophyta</i></b>				
1	<i>Aphanizomenon flos – aquae</i> (Ralf ex Born. & Flah. Var.)	+	+	+
<b><i>Chlorophyta</i></b>				
2	<i>Hyaloraphidium contortum</i> (Pascher & Korshikov)	+	+	+
3	<i>Crucigenia quadrata</i> (Morren)	+	+	-
4	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Brébis. var. quadricauda	+	+	+
5	<i>S. acuminatus</i> (Lagerh.) Chod. var. acuminatus	+	+	+
6	<i>S. spinosus</i> (Deduss.)	+	+	+
7	<i>S. oblicus</i> (Turp.) Kuetz. var. Oblicus	+	+	+

8	<i>Tetraedron limneticum</i> (Borge)	+	+	-
9	<i>T. incus</i> (Teiling) G.M.Smith	+	+	+
10	<i>T. regulare</i> Kuetz. var. Regulare	+	+	+
11	<i>Oocystis marssonii</i> (Lemm.)	+	-	+
12	<i>Ankistrodesmus</i> <i>rhaphidioides</i> (Hanag.) Ergashev	+	+	-
13	<i>Coelastrum</i> <i>microporum</i> (Nageli)	+	-	+
14	<i>Cosmarium</i> sp. (Corda)	+	-	+
15	<i>Chlamydomonas</i> <i>globosa</i> (J.W.Snow)	+	+	-
<b><i>Euglenophyta</i></b>				
16	<i>Trachelomonas</i> <i>limneticum</i> (Borge )	+	+	-
17	<i>Trachelomonas</i> sp. (Ehrenberg) Stein	+	+	-
18	<i>Euglena polymorpha</i> (P.A.Dangeard)	+	+	-
<b><i>Bacillaryophyta</i></b>				
19	<i>Navicula</i> <i>cryptocephala</i> (Kutzing)	+	+	+
20	<i>Achnanthes</i> sp	+	-	+
21	<i>Hantzschia amphyoaxis</i> (Ehrenberg)	+	-	-

22	<i>Cymbella ventricosa</i> (Agardh.)	+	-	+
----	---	---	---	---

În urma experimentului s-a observat că barbotarea cu aer nu afectează semnificativ biodiversitatea algală. Cele mai sensibile în această variantă au fost diatomeele.

Varianta a treia a experimentului, unde barbotarea era efectuată cu gaze de eşapament, demonstrează că efectivul și diversitatea speciilor este mai scăzută. Au supraviețuit doar 14 specii: Cyanophyta – 1 specie, Chlorophyta – 10 specii, Bacillaryophyta – 3 specii. Au dispărut complet euglenofitele – 3 specii, diatomeele – 1 și algele verzi – 4 specii.

S-a constatat că numărul total de celule de alge în apa lacului Valea Morilor la momentul inițierii experiențelor era de 12 mln.cel./l, (tabelul 3.4.2). Predominau algele din filumul Chlorophyta reprezentat de clasele Chlorococcophyceae și Volvocophyceae. Barbotarea apei cu gaze de eşapament a intensificat creșterea numărului celulelor speciilor doar din clasa Chlorococcophyceae, iar în celelalte două clase de alge verzi numărul celulelor s-au diminuat. Alga cianofită *Aphanizomenon flos – aquae* a răspuns la aerare în direcția scăderii numărului de celule.

#### **Tabelul: 3.4.2.**

**Numărul de celule din diferite grupe taxonomice de alge din algoflora apei lacului Valea Morilor sub influența emisiilor auto**

Nr. d/o	Apartenența taxonomică a algelor	Numărul de celule		
		Inițial	Barbotarea cu aer	Barbotarea cu emisii auto
1.	<i>Cyanophyta</i>	5288,83	4533,27	4355,51
2.	<i>Chlorophyta</i> nclusiv:	6688,81	9177,68	9222,2
	<i>Chlorococcophyceae</i>	5599,94	8711,02	9066,60
	<i>Volvocophyceae</i>	933,32	466,66	-

	<i>Conjugatophyceae</i>	155,55	-	155,55
3.	<i>Euglenophyta</i>	77,80	777,70	-
4.	<i>Bacillariophyta</i>	777,80	155,55	466,66
Total		12833,20	14644,30	14044,40

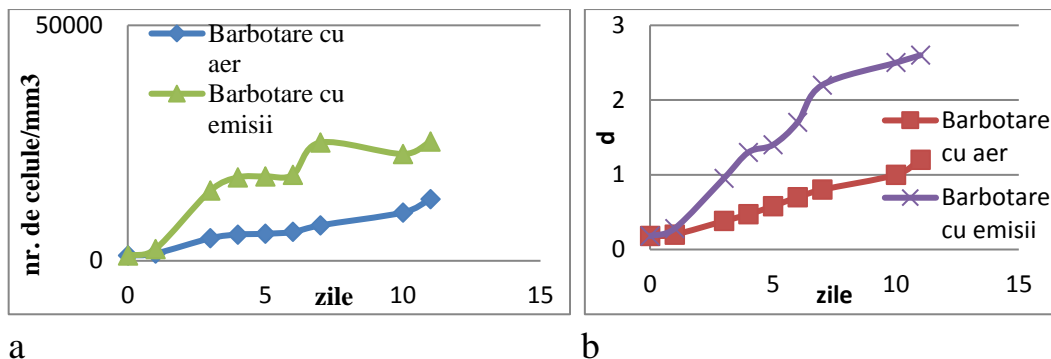
Conform literaturii de specialitate unele specii de alge sunt tolerante la concentrații sporite de CO<sub>2</sub> și demonstrează capacitatea algelor de a sechestra CO<sub>2</sub> (Cheng et al., 2006; De Morais et Costa, 2007; Packer, 2009; Fulke et al., 2013; Giripunje et al., 2013)

Yoo și colab. (2010) au demonstrat că *Scenedesmus sp.* este potrivită pentru atenuarea emisiilor de CO<sub>2</sub>. Jin HF și colab. (2006) menționează că *Hematococcus pluvialis*, *Spirulina sp.*, *Chlorella sp.*, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus incrassatulus*, *Scenedesmus obliquus*, *Scenedesmus dimorphus* și *Scenedesmus sp.* au fost recunoscute ca tulpini de microalge promițătoare, capabile să asimileze o mare parte din dioxid de carbon, asigură un instrument biologic de reducere a emisiilor de GES de la centralele electrice pe bază de cărbune și alte surse de carbon (Jin et al., 2006). *Scenedesmus sp.* ar putea crește în condiții de până la 80% de CO<sub>2</sub>, dar s-a observat că masa maximă de celule crește la concentrații 10% - 20% de CO<sub>2</sub> (Hanagata et al., 1992). S-a stabilit că biomasa algală este formată din 40% până la 50% carbon, ceea ce sugerează că aproximativ 1,5 până la 2,0 kg de CO<sub>2</sub> este necesară pentru a produce 1,0 kg de biomasă (Sobczuk et al., 2000).

Unele produse de ardere, cum ar fi NO<sub>x</sub> sau SO<sub>x</sub> pot fi utilizate în mod eficient ca nutrienți pentru microalge.

După cum s-a menționat, transportul auto este principalul poluator al atmosferei EUC. Din compoziția emisiilor auto, oxizii de carbon au cea mai mare concentrație. În acest context ne-am propus să stabilim cum acesta, împreună cu celelalte componente ale emisiilor provenite de la arderea motorinei într-un motor diesel, influențează dezvoltarea algelor în cultură.

Rezultatele obținute demonstrează că emisiile auto stimulează dezvoltarea algei verzi *Scenedesmus acutus* Meyen. Numărul de celule și densitatea optică crește mult mai intens în varianta barbotată cu emisii auto comparativ cu varianta barbotată cu aer (Fig. 3.4.5).

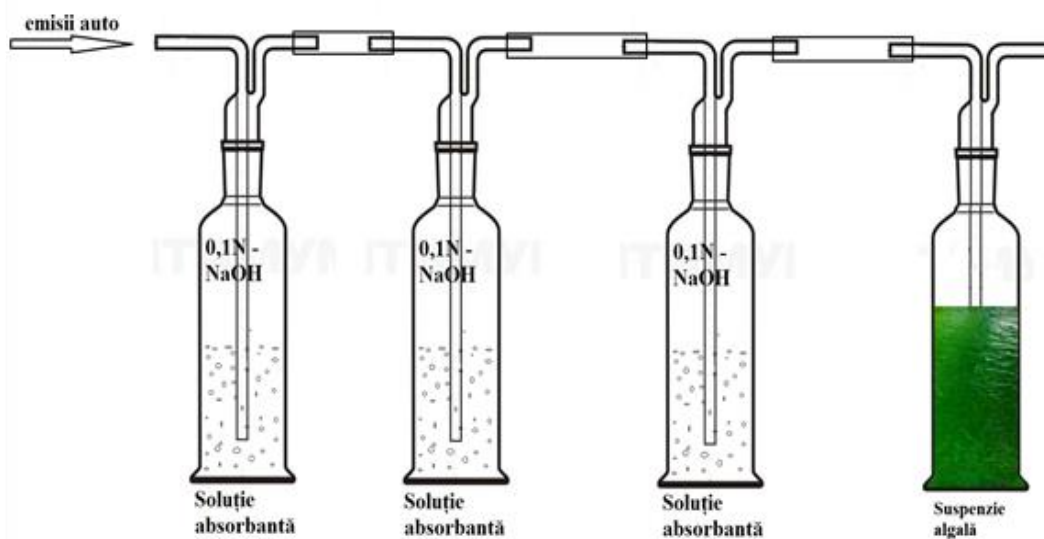


**Fig. 3.4.5. Modificarea numărului de celule (a) și a densității optice (b) a culturii de alge *Scenedesmus acutus* Meyen**

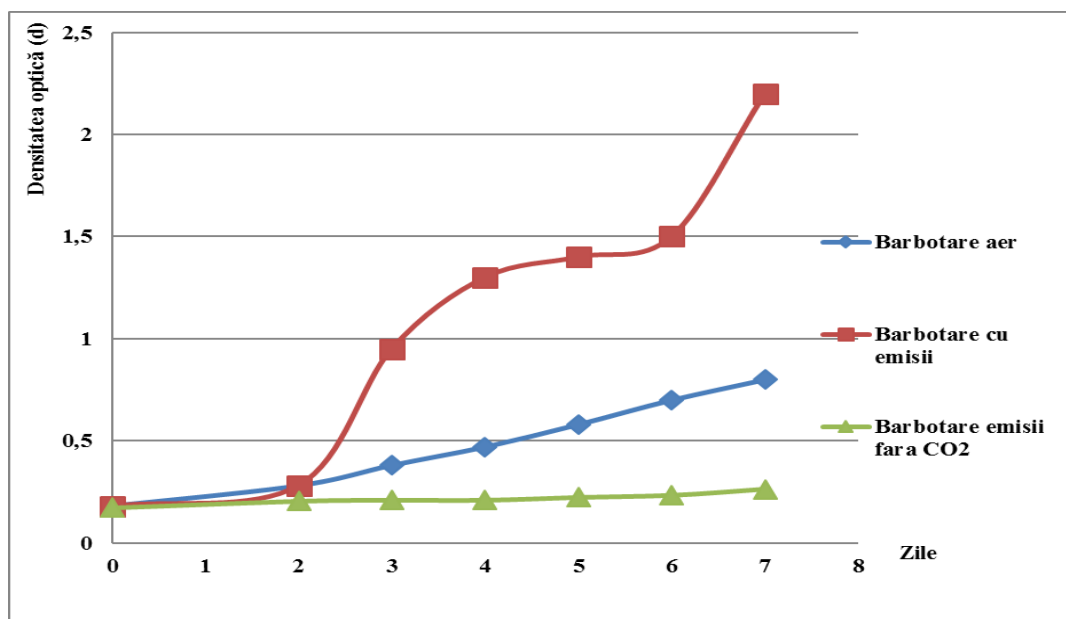
Cultura atinge numărul maximal de celule la a 6 - a – 7 - a zi de cultivare constituind circa 25 mii cel./mm<sup>3</sup>, iar în condițiile barbotării suspensiei algale cu aer – doar puțin peste 5 mii cel./mm<sup>3</sup> (Țugulea, 2016c; Țugulea et Bulimaga 2016d)

Cultivarea speciei *Scenedesmus acutus* Meyen în condiții de laborator cu emisii auto lipsite de CO<sub>2</sub> (Fig. 3.4.6) a demonstrat o productivitate a algei mult mai inferioară comparativ cu cea din variantele unde persistă CO<sub>2</sub> (Fig. 3.4.7).

Ațiunea substanțelor poluante din emisiile auto asupra unor specii de alge este determinată și de gradul de poluare a mediului acvatic. După cum demonstrează fig. 3.4.7, algele *S. acutus* se dezvoltă mai intens în prezența emisiilor auto atunci când mediul acvatic este bogat în elemente nutritive.



**Fig. 3.4.6** Schema experienței de înlăturare a CO<sub>2</sub> din emisiile auto.



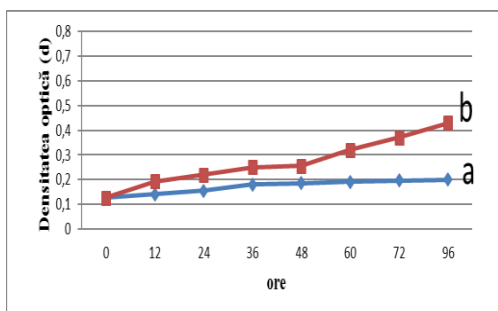
**Fig. 3.4.7** Modificarea productivității speciei de alge *Scenedesmus acutus* Meyen

Pentru constatarea acestui fapt au fost efectuate experiențe privind dezvoltarea algei *S. acutus* în prezența emisiilor auto în apa r. Bâc, apă

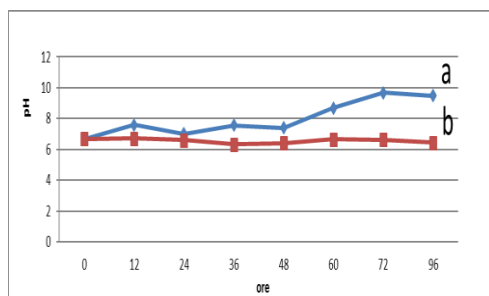


de zăpadă și apă distilată (martor). Probele de apă și zăpadă au fost colectate simultan pe 27.01.2014 din preajma stației sensului giratoriu CET 1.

În rezultatul cercetărilor s-a constatat că alga *S. acutus* cel mai bine se dezvoltă în prezența emisiilor auto (Fig. 5.3.2.4) pe apa r. Bâc bogată în substanțe azotoase (suma ionilor de azot era de aproape 15 mg/l). Barbotarea cu emisii stimulează creșterea și pe apa de zăpadă, însă mai puțin, ce indică că factorul limitator este concentrația scăzută a nutrienților (Могылдя и др., 2016).

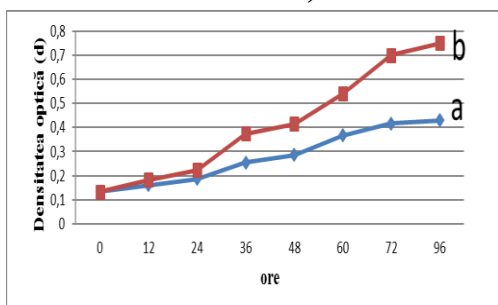


a.

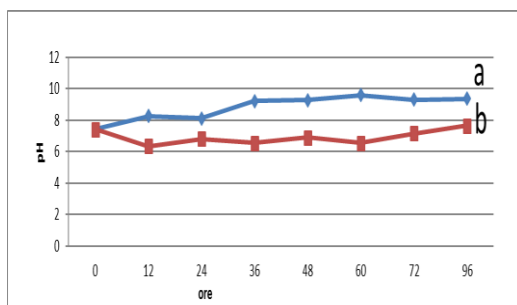


b.

**Fig. 3.4.8 Creșterea algelor *S. acutus* pe apă distilată (martor) a – barbotare cu aer, b – barbotare cu emisii auto**



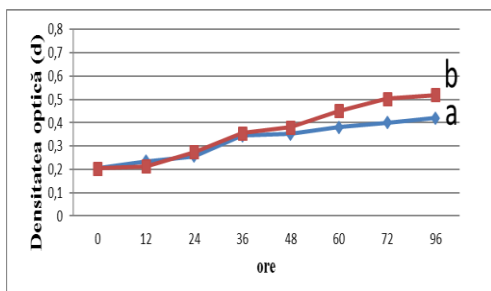
a.



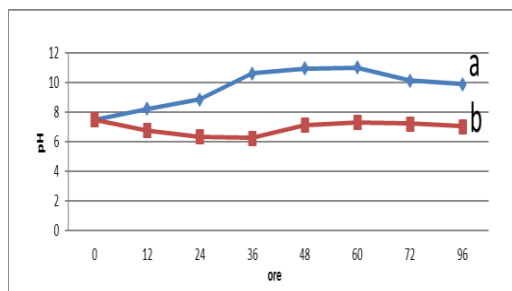
b.



**Fig. 3.4.9 Creșterea algelor *S. acutus* pe apă din r. Bâc a – barbotare cu aer, b – barbotare cu emisii auto**



a.



b.

$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- = 5,64 \text{ mg/l}$

**Fig. 3.4.10 Creșterea algelor *S. acutus* pe precipitații (zăpadă)  
a – barbotare cu aer, b – barbotare cu emisii auto**

Din cele expuse putem concluziona că emisiile auto acționează sinergic cu elementele biogene din mediul acvatic și deci joacă un rol important în procesele de eutroficare a bazinelor acvatice.

## CONCLUZII ȘI RECOMANDĂRI

Sursa principală de poluare și formare a calității mediului urban este transportul auto, emisiile căreia constituie 88-96% din cele sumare. Poluarea aerului nu este echivalentă pe întreg teritoriul, aerul atmosferic fiind mai poluat în sectoarele cu trafic intens al transportului auto. Cele mai aglomerate artere de circulație în or. Chișinău sunt: intersecțiile bd. Ștefan cel Mare cu str. Izmail; str. Negruzi cu bd. Gagarin și bd. D. Cantemir, str. București cu str. Ciuflea cu un trafic de peste 1,6 mln. unități de transport auto lunar. În ecosistemul urban Orhei sunt străzile Vasile Lupu în perimetrul pieței și str. Mihail Sadoveanu, unde se găsește gara auto. În ecosistemul urban Bălți cele mai intens circulate sunt str. Ștefan cel Mare și Nicolea Iorga în perimetrul gării auto, dar și str. Traian ca segment de ocolire a orașului.

Substanțele nocive emise în aer (praful, oxizii acizi ai sulfului și azotului, aldehida formică, hidrocarburile, compuși organici volatili etc.), inclusiv în urma transportului au impact major asupra stării ecologice a componentelor de mediu, inclusiv a biodiversității floristice, care într-un ecosistemul urban este puternic influențată și de factorul antropogen.

Acțiunea nocivă a poluanților atmosferici asupra plantelor este dependentă de natura poluanților și de concentrația acestora. Variația conținutului de biomasă a arborilor reprezintă rezultatul proceselor fiziologice și biochimice de creștere a frunzelor în funcție de gradul de poluare a mediului. Dintre speciile de arbori (*Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Pinus nigra*), *Tilia cordata* are o corelație pozitivă ( $r^2=0,9073$ ) cu gradul de poluare a aerului atmosferic cu  $\text{NO}^2$ . Concentrația maximă a clorofilei („a” + „b”) a fost înregistrată în frunzele colectate la stațiunea experimentală str. Calea Ieșilor, iar cea minimă la sensul giratoriu CET 1 pentru toate speciile analizate.

Poluanții din aer afectează aparatul fotosintetic al plantelor. Astfel, conținutul de pigmenți asimilatori (clorofila „a” și „b”) în țesutul foliar

al plantelor (*Salvia splendens* și *Tagetes erecta*) au suferit cele mai mari modificări, comparativ cu martorul în variantele: 50% aer/50% emisii (gaze de eșapament) și 100% emisii (gaze de eșapament), ceea ce reflectă reacția de răspuns a plantelor expuse stresului chimic, determinat de gradul de poluare a atmosferei.

Concentrația maximă a azotului total, atât în frunzele verzi, cât și cele uscate s-a înregistrat la stațiunile experimentale din str. Alecu Russo și str. Calea Ieșilor. Conținutul sulfului total a înregistrat o diferență maximal semnificativă (0,1%), în frunzele de *Tilia cordata*, în stațiunile experimentale, str. Calea Ieșilor - 0,66% și Grădina Botanică - 0,57%, *Acer platanoides* în stațiunea str. Calea Ieșilor - 0,6%, iar *Pinus nigra* - bd. Moscova și Grădina Botanică - 0,46%.

Gazele de eșapament, datorită concentrației sporite de CO<sub>2</sub> convertit ( $2\text{CO} + \text{O}_2 = 2\text{CO}_2$ ) stimulează creșterea florei acvatică, ceea ce în ultimă instanță ar putea cauza, paralel cu alți factori (conținutul sporit de azot, fosfor) amplificarea fenomenului de eutroficare a bazinelor acvatică.

În urma evaluării impactului ecologic al transportului auto asupra componentelor vegetale din ecosistemele urbane, propunem:

Pentru diminuarea gradului de poluare a bazinului aerian cu emisii auto se recomandă ameliorarea stării liniamentelor stradale prin înlocuirea arborilor afectați cu specia *Tilia cordata*, care s-a dovedit a fi rezistentă la poluarea atmosferică din urbă și care poate fi utilizată ca bioindicator al calității mediului.

Utilizarea rezultatelor obținute în prezenta lucrare (răspunsurile manifestărilor fiziologice și biochimice ale plantelor în funcție de gradul de poluare a aerului) în calitate de metodologie de evaluare a impactului ecologic al emisiilor auto asupra vegetației.

Utilizarea algelor verzi (în bioreactoare) în scopul purificării aerului atmosferic din ecosistemele urbane.

## BIBLIOGRAFIE

Abgrall J. F., Soutrenon A. La foret et ses ennemis (Pădurea și dușmanii ei), Cemagref, Grenoble, 1991. 399 p.

Anuar starea calității aerului atmosferic pe teritoriul Republicii Moldova pentru anul 2014, [http://meteo.md/monitor/anuare/2014/anuaraer\\_2014.pdf](http://meteo.md/monitor/anuare/2014/anuaraer_2014.pdf) (accesat 28.07.2016).

Asada K. Formation and scavenging of superoxide in chloroplasts, with relation to injury by sulphur dioxide. Studies on the Effects of Air Pollutants on Plants and Mechanism of Phytotoxicity. In: Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud. 11. Japan, 1980, p. 165-179.

Ashenden T. W. Effects of SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> pollution on transpiration on *Phaseolus vulgaris* L. Environ. Pollut, 18, 1979, p. 45-49, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0013932779900326> (accesat 11.03.2016).

Assadi A., Ghasemi A. P., Malekpoor F., Teimori N., Assadi L. Impact of air pollution on physiological and morphological characteristics of *Eucalyptus camaldulensis*. In: Den. Journal of Food, Agriculture & Environment Vol.9 (2): 676-679. 2011, p. 676-679.

Ball D.J., Hamilton R.S., Harrison R.M. The influence of highway-related pollutants on environmental quality. In: Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 11, 1991, p. 176-178.

Barnes J.D., Wellburn A.R. Air pollutant combinations, In: Responses of plant metabolism to air pollution and global change, De Kok, L.J., Stulen I. (Eds), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 1998. p.147- 164.

Beckerson D. W., Hofstra G. Response of leaf diffusive resistance of Radish, Cucumber and Soybean to O<sub>3</sub> and SO<sub>2</sub> singly or in combination. In: Atmos. Environ., 13, 1979, a, p. 1263-1268,,

Beckerson D. W., Hofstra G. Stomatal responses of white bean to O<sub>3</sub> and SO<sub>2</sub> singly or in combination. In: Atmos. Environ. 13, 1979, b, p. 533-535.

Begu A. Studiul ecobioindicației în Republica Moldova și implementarea ei în monitoringul calității mediului. Autoreferatul tezei de dr. hab. în biologie, Chișinău, 2010. 251 p.

Begu A. Ecobioindicația. Premise și aplicare. Chișinău 2011, 166 p.

Bieberdorf F. W., Shrewsbury C. L., McKee H. S., ș.a. Vegetation as a measure indicator of air pollution. Part 1. The pine (*Pinus taeda*). In: Bull. Torrey Bot. Club 85. 1958, p. 197-200, <https://www.jstor.org/stable/2483216> (accesat 30.10.2016).

Biganl K., Ashmore M., Power S. The ecological effects of diffuse air pollution from road transport. English Nature Research Reports. English Nature 2004. Londra, 97 p.

Black C. R., Black V. J. Light and scanning electron microscopy of SO<sub>2</sub> - induced injury to leaf surfaces of Field Bean (*Vidajaba L.*) In: Plant, Cell and Environment 2, 1979, *a*, p. 329-333.

Black C. R., Black V. J. The effect of low concentration of sulphur dioxide on stomatal conductance and epidermal cell survival, Field Bean (*Vida jaba L.*). In: J. Exp. Bot. 30, 1979, *b*, p. 291 – 298.

Black V. J., Unsworth M. H. Stomatal responses to sulphur dioxide and vapour pressure deficit. In: J. Exp. Bot. 31, 1980, p. 667-677.

Boaghie D. Spațiile verzi ale municipiului Chișinău: particularități biologice, management ecologic și dezvoltarea durabilă. Autoref. Tezei de dr. în biologie. Chișinău, 1998. 23 p.

Bobeica V. Automobilul și mediul ambiant, Chișinău: cartea moldovenească, 1986. 122 p.

Bobeica V. Impactul fenomenelor antropice din mediu asupra diversității biologice și sănătatea populației. În: Bilanțul activității științifice a USM pe anii 1998/1999. Științe chimice-biologice. USM. Chișinău, 2000, p. 243-244.

Bolea V., Chira D. Atlasul poluării în Brașov, Editura Silvodel. Brașov. 2005, apud Bolea V., Chira D., Tom Op't Eyndt, Gancz V. Valorificarea diagnozei foliare. In: Analele ICAS, Seria I, Vol. 49. 2006, p. 79- 96.

Bolea V., Chira D. Flora indicatoare a poluării. București: Editura Silvică, 2008. 368p.

Bolea V., Chira D. Rezistance of chestnut (*Castanea sativa* Mill.) to SO<sub>2</sub> in comparison with other tree species. In: Forest Snow and Landscape Research. Volume 76, Issue 3, Berne, Stuttgart, Vienna. 2001, <https://ru.scribd.com/document/263223736/Silvicultur%C4%83> (accesat 26.03.2016).

Bolea V., Chira D., Eynd T., Gnacz Vl., Popa M., Iacoban C., Dinulică F., Pepelea D., Mantale C. Valorificarea diagnozei foliare. In: Analele ICAS 49. 2006, p. 79-96.

Bolea V., Chira D., Vasile D. Domenii de aplicare a metodei arborilor bioindicatori și bioacumulatori. In: Revistă de Silvicultură și Cinegetică, Anul XI, Nr. 22. 2006, p. 25-31.

Bolea V., Coibanu Arborii bioindicatori ai poluării și purificatori ai aerului. In: Rev. Mediul Înconjurător, București. 2004, apud Bolea V., Chira D., Tom Op't Eyndt, Gancz V. Valorificarea diagnozei foliare. In: Analele ICAS, Seria I, Vol. 49. 2006, p. 79-96.

Bolea V., Surdu A. Capacitatea de metabolizare a sulfului și pragul de toxicitate cu sulf la speciile forestiere. In: Revista de Silvicultură 13-14, Brașov. 2001, p. 18- 25.

Bolea V., Vasile D., Ionescu M. Diagnozele foliare de la Copșa Mică. In: Revistă de Silvicultură și Cinegetică, Anul XV, Nr.26. 2010, p. 31-39.

Brandt C. S., Heck W. W. Effects of air pollution on vegetation. In: Air Pollution. New York, Academic Press, 1967, vol. 1, p. 401-443.

Brașoveanu V. Fluxes of inorganic nitrogen in open field and under the canopy of deciduous forests in Republic of Moldova. In: The 6th International Conference. Air and water components of the environment. Cluj-Napoca, Romania, 2014, a, p. 445-452.

Brașoveanu V. Riscurile poluării aeriene asupra speciilor edificatoare și ecobioindicatori din cadrul rețelei de monitoring forestier. Autoreferatul tezei de dr. în biologie. Chișinău, 2014, b, 32 p.

Brega Vl., Tăriță A., Țugulea A., Evaluarea dispersiei poluanților atmosferici de la sursele staționare și mobile din Republica Moldova. In Buletinul AȘM. Științele vieții. Nr. 1(334) 2018, ISSN 1857-064X., pag. 181 – 188.

Brisley H. R., Davis C. R., Booth J. A. Sulphur dioxide fumigation of cotton with special reference to its effect on yield. In: Agron. J. 51. 1959, p. 77-80.

Buburuz D. ș. a. Bazinul aerian: impact și protecție. Chișinău, 1997, 85 p.

Buburuz D., Brega V., Duca Gh. Pollution dynamics and air quality in the Republic of Moldova. In: The Second International Conference on Ecological Chemistry. Chișinău: Știința, 2002, p. 139-141.

Buburuz D., Brega Vl., Balan V. Monitoringul calității aerului în Republica Moldova, Tehnologii și echipamente pentru evaluarea și protecția mediului, In: Environment & Progress 8. 2006, p. 33-40.

Bulimaga, C., Țugulea, A., Mogîldea V., Râul Bâc și dinamica poluării lui pe sectorul orașului Chișinău. Buletinul Academiei de Științe a Moldovei, Științele vieții. Nr.3. 2011. 162-169 p. ISSN 1857-064X.

Bulimaga C. Impactul deșeurilor industriale asupra fitocenozelor ecosistemului urban Chișinău. În Buletinul Academiei de Științe a Moldovei, Științele vieții, Nr. 2 (308), 2009, p. 136 – 143.

Bulimaga C., Grabco N., Negara C., Țugulea A. Vegetația din lunca r. Bâc, sectorul urban Chișinău. În Revistă științifică a Universității de Stat din Moldova, Studia Universitatis, nr.6(36), 2010, p.44-48.

Calder J.W., Lifferth G., Moritz M.A., Clair S.S.B. Physiological effects of smoke exposure on deciduous and conifer tree species. International Journal of Forestry Research. 2010, p.7.

Cape J.N. How well do we know what causes roadside effects on plants? Poster presented at Caper meeting. Manchester, april 2003, apud Bignal K., Ashmore M., Power S. The ecological effects of diffuse air pollution from road transport. English Nature Research Reports. English Nature 2004. Londra, 97 p.



Capron T. M., Mansfield T. A. Inhibition of net photosynthesis in tomato in air polluted with NO and NO<sub>2</sub>. In: J. Exp. Bot., 27. 1976, p. 1181 -1186,

Carlson R. W. Reduction in the photosynthetic rate of Acer, Quercus and Fraxinus species caused by sulphur dioxide and ozone. In: Environ. Pol/ut., 18. 1979, p. 159-170.

Carter G. A. Reflectance wavebands and indices for remote estimation of photosynthesis and stomatal conductance in pine canopies. In: Remote Sensing of Environment, 63(1). 1998, p.61-72.

Chakrabarti T., Krishnamurthi K., Saravana D. S., Fulke A. B. CO<sub>2</sub> sequestration by microalgae: Advances and Perspectives <http://www.esciencecentral.org/ebooks/recent-advances-in-microalgal-biotechnology/pdf/co2-sequestration-by-microalgae-advances-and-perspectives.pdf> (accesat 23.10.2015).

Chauhan A., Joshi P.C. Effect of ambient air pollutants on wheat and mustard crops growing in the vicinity of urban and industrial areas. In: New York Science Journal 3(2), 2010, p. 52- 60.

Cheng L., Zhang L., Chen H., Gao C. Carbon dioxide removal from air by microalgae cultured in a membrane-photobioreactor. In: Sep. Purif. Technol 50. 2006, p. 324-329.

Chirică L., Gîlcă G., Zgîrcu N. Supravegherea calității componentelor de mediu – siguranța calității vieții populației în Republica Moldova. In: Mediul Ambient Nr. 3(81). Iunie 2015, pag. 2-6.

Copacinschi G., Mîrza V., Ciobanu Z., Velea A., Sursele de poluare a aerului atmosferic. In: Mediul Ambient, NR. 3 (21). Iunie 2005, p. 39-44.

Crețu A. Fitoindicația - metodă de testare a stării ecologice din parcul Valea Trandafirilor, In: Mediul Ambient, NR. 2 (26) aprilie 2006, p. 1-4.

Crețu A., Begu A. Lichenoindicația – metodă eficientă în aprecierea calității aerului. In: Mediul Ambient. NR. 1 (25) februarie 2006, p. 15-18.

De Morais M. G., Costa J. A. V. Carbon dioxide fixation by *Chlorella kessleri*, *C. vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* and *Spirulina sp.* cultivated in flasks and vertical tubular photobioreactors. In: Biotechnology Letters 29. 2007, p. 1349-1352.

Dediu I. Enciclopedie de Ecologie. Chișinău, Î.E.P. Știința, 2010. 836 p.

Donica A. Evaluarea stării ecologice din principalele zone de recreație ale mun. Chișinău în baza ecobioindicației. Autoref. tezei de dr. în biologie. Chișinău, 2007. 22 p.

Duca M. Fiziologie vegetală: Curs universitar. USM. Chișinău: Știința, 2006. 288 p.

Eleftheriou E. P. A comparative study of the leaf anatomy of olive trees growing in the city and the country. In: Environmental and Experimental Botany, 27. 1987, p. 105-117.

Elkiey T., Ormrod D. P. Sorption of ozone and sulfur dioxide by petunia leaves. In: J. Environ. Qual., 9. 1980, p. 93-95.

Farmer A. M. The effects of dust on vegetation – a review. In: Environmental Pollution, 79/1, 1993, p. 63-75.

Filella L., Serrano L., Serra J., Penuelas J. Evaluation of wheat crop nitrogen status by remote sensing: Reflectance indices and discriminant analysis. Crop Science, 35(5). 1995 p. 1400-1405.,

Fulke A. B., Chambhare K., Giripunje M. D., ș.a. Potential of wastewater grown algae for biodiesel production and CO<sub>2</sub> sequestration. In: African Journal of Biotechnology 12. 2013, p. 2939-2948,

Furukawa A., Isoda O., Iwaki H., Totsuka T. Interspecific differences in resistance to sulfur dioxide. Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity: In: Res. Rep. Natl Inst. Environ. Stud. 11. Japan, 1980, p. 113-126.

Ghidul EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 (<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>, (accesat 21.10.2015))

Gielwanowska I., Szczuka E., Bednara J., Gorecki R.. Anatomical features and ultrastructure of *Deschampsia antarctica* (Poaceae) leaves from different growing habitats. In: *Ann. Bot.* 96. 2005. p. 1109-1119.

Giripunje M. D., Fulke A. B., Meshram P. U. A study of functional genomics for unknown proteins in *Chlamydomonas reinhardtii*. In: *International Journal of Computer Applications* 81. 2013. p. 1-6.

Gitelson A. A., Merzlyak M. N. Spectral reflectance changes associate with autumn senescence of *Aesculus hippocastanum* L. and *Acer platanoides* L. leaves. Spectral features and relation to chlorophyll estimation. In: *Journal of Plant Physiology*, 143(3). 1994, p. 286-292.

Grabco N., Țugulea A., Bulimaga C. Contribuții la studiul florei zonelor cu impact tehnogen din ecosistemul urban Chișinău. Materialele Conferinței științifice cu participare internațională „Biodiversitatea în contextul schimbărilor climatice”, ediția a -2-a, 23 noiembrie 2018, Chișinău, 2018, pag. 55-59. ISBN 978-9975-3178-9-4.

Guderian R., Schönbeck H. Recent results for recognition and monitoring of air pollutants with the aid of plants. In: Academic Press. Proc. 2nd Intern. Clean Air Congr. New York and London. 1971, p. 266-273.

Guderian R., Stratmann H. Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation. I. Teil.: Übersicht zur Versuchsmethodik und Versuchsauswertung. Köln und Opladen. Westdeutscher Verlag. Forsch. Berd. Landes Nordrhein-Westfalen, 1962, Nr. 1118.

Gupta M. C., Iqbal M.. Ontogenetic histological changes in the wood of mango (*Mangifera indica* L. cv Deshi) exposed to coal-smoke pollution. In: *Environmental and Experimental Botany*. 54(3). 2005, p. 248-255.

Hanagata N., Takeuchi T., Fukuju Y. Tolerance of Microalgae to High CO<sub>2</sub> and High Temperature. In: *Phytochemistry*, No. 10, Vol. 31. 1992, p. 3345-3348.

Heck W. W. The use of plants as indicators of air pollution. In: *Intern. J. Air Water Pollution* 10. 1966, p. 99-111.

Heumann H. G. Ultrastructural localization of zinc in zinc-tolerant *Armeria maritime* sp. *halleri* by autometallography. In: *Journal of Plant Physiology* 159 (2). 2002, p. 191-203.

Hill A. C., Bennett J. H. Inhibition of apparent photosynthesis by nitrogen oxides. In: *Atmos. Environ.*, 4. 1970, p. 341-348.

Hoislbauer G. Rindenflechten im oberösterreichischen Zentralraum und ihre Abhängigkeit von umwelteinflüssen. In: „*Stapfia*” № 5, 1979, p. 69,

Hou L. Y., Hill A. C., Soleimani, A. Influence of CO<sub>2</sub> on the effects of SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> on alfalfa. In: *Environ. Pollut.*, 12 1977, p. 7-16.

Ianovici N., Novac I.-D., Vlădoiu D., Bijan A., Ionașcu A., Sălășan B., Rămuș I. Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical leaf parameters in Timișoara, In: *Annals of West University of Timișoara*, ser. *Biology*, vol XII. 2009, p. 73-86.

Iftodi M., Marduhaeva L., Impactul transportului auto asupra mediului și căile de diminuare a poluării acestuia. In: *Mediul Ambient*, NR. 4 (22) august 2005, p. 42-43.

Iqbal M. Z. Cuticular and anatomical studies of white clover leaves from clean and air polluted areas. In: *Pollut. Res.* 4. 1985, p. 59-61.

Jin H. F., Lim B. R., Lee K. Influence of nitrate feeding on carbon dioxide fixation by microalgae. In: *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 41. 2006, p. 2813-2824.

Joshi P. C., Swami A. Air pollution induced changes in the photosynthetic pigments of selected plant species. In: *Journal of Environmental Biology*, 30. 2009, p. 295-298.

Joshi P. C., Swami A. Physiological responses of some tree species under roadside automobile pollution stress around city of Haridwar. In: *Environmentalist* 27. India. 2007, p. 365-374.

Kaji M., Yoneyama T., Tostuka T., Iwaki H. Absorption of atmospheric NO<sub>2</sub> by plants and soils, VI: Transformation of NO<sub>2</sub> absorbed in the leaves and transfer of the nitrogen through the plants. *Studies on the*

- Effects of Air Pollutants on Plants and Mechanisms of Phytotoxicity: In: Res. Rep. Nat. Inst. Environ. Stud. 11. Japan. 1980, p. 51-58,
- Knapp A. K., Cocke M., Hamerlynck E. P., Owensby C. E. Effect of elevated CO<sub>2</sub> on stomatal density and distribution in a C<sub>4</sub> grass and a C<sub>3</sub> forb under field conditions. In: Annals of Botany 74, 1994, p. 545-599.
- Lanaras T., Sgardelis S. P., Pantis J. D. Chlorophyll fluorescence in the dandelion (*Taraxacum spp.*): a probe for screening urban pollution. In: Science of the Total Environment, 149. 1994, p. 61-68.
- Lenzian K. J., Unsworth M. H. Ecophysiological effects of atmospheric pollutants, In: Encyclopedia of Plant Physiology, 12D, Lange O.L., Nobel C.B., Osmond C.B. and Ziegler H. (Eds). Springer-Verlag. Berlin 1983, p. 466-491.
- Lima W., Jarvis P., Rhizopoulou S. Stomatal responses of five commercially important Eucalyptus species to elevated CO<sub>2</sub> concentrations and soil water stress. In: Scientia Agricola, 60. 2003, p. 231-238.
- Linzon S. N.. Symptomatology of sulphur-dioxide injury on vegetation. In Handbook of effects assessment: vegetation damage. Centre for Air Environ. Studies, The Pennsylvania State Univ., Univ. Park, Pa. 1969, <http://pubs.cif-ifc.org/doi/pdf/10.5558/tfc48182-4> (accesat 23.11.2016).
- Liu Y.J., Ding H. Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: implication for landscape-plant species selection for industrial areas. In: Wseas Transactions on Environment and Development 4, 2008, p. 24-32.
- Lucia D. (căș. Vasile) Contribuții privind biomonitorizarea în Parcul Național Piatra Craiului. Autoref. tezei de doctor. Brașov, 2011. 68 p.
- MacDowell F. D. H. Stages of ozone damage to respiration of tobacco leaves. In: Can. J. Bot., 43. 1965, p. 419-427.
- Mahmooduzzafar V. R. B., Siddici T. O., Iqbal M. Foliar response of *Ipomea pes-tigridis* L. to coal-smoke pollution. In: Turkish Journal of Botany, 30. 2006, p. 413-417.

Majernik O., Mansfield T. A. Stomatal responses to raised atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations during exposure of plants to SO<sub>2</sub> pollution. In: Environ. Polut., 3. 1972, p. 1-7.

Majernik O., Mansfield, T. A. Direct effect of SO<sub>2</sub> pollution on the degree of opening of stomata. Nature (London), 227. 1970, p. 377-378.

Majernik O., Mansfield, T. A. Effects of SO<sub>2</sub> pollution on stomatal movements. In Viciafaba. Phytopathol. Z., 71. 1971, p. 123-218.

Makbul S., Coskuncelebi K., Turkmen Y., Beyazoglu O.. Morphology and anatomy of Scrophularia L. (Scrophulariaceae) taxa from NE Anatolia. In: Acta Biol. Cracov. 48. 2006, p. 33-43.

Manes F., Incerti G., Salvatori E., et al. Urban ecosystem services: tree diversity and stability of tropospheric ozone removal. In: Ecological Applications, 22 (1). 2012, p. 349-360.

Mansfield T. A., Majernik O. Can stomata play a part in protecting plants against air pollutants? In: Environ. Pol/ut. 1, 1970, p. 149-154.

Maruthi Sridhar B. B., Han F. X., Diehl S. V., Monts D. L., Su Y.. Effects of Zn and Cd accumulation on structural and physiological characteristics of barley plants. In: Brazilian Journal of Plant Physiology, 19(1). 2007, p. 15-22.

Meletiou-Christou M. S., Banilas G. P., Bardis C., ș.a. Plant biomonitoring: impact of urban environment on seasonal dynamics of storage substances and chlorophylls of oleander. In: Global Nest Journal, No 4, Vol 13. 2011, p. 395-404.

Menser H. A., Heggstad H. E. Ozone and sulfur dioxide synergism: Injury to tobacco plants. Science, 153. 1966, p. 424-425.

Mustea M., Protecția aerului atmosferic. În: Anuarul IES – 2010 „Protecția mediului in Republica Moldova”/IES. Chișinău: Tipogr.-Sirius, 2011. p. 16-36.

Nicolae A. În oraș fără automobilul meu. Să facem mai mult pentru sănătatea noastră. In: Buletin Ecologic nr.4, 2006, p. 4.

Nistiriuc A. Sources of noise pollution in Chişinău. In: Mediul și dezvoltarea durabilă: Materialele simp. jubiliar intern., 13-15 noiem. 2008. Chişinău, 2009. p. 307-310.

Nivova D. J., Dushkova P. I., Kovacheva G.V. Anatomical, morphological studies of *Platanus acerifolia* at various degrees of air pollution. In: Ecology, (Sofia) 6. 1983, p. 35-47.

Oana Viman, Poluanții atmosferici și influența lor în etiologia bolilor fiziologice la specii forestiere, rezumat tezei de dr., Cluj-Napoca 2012. 60 p.

Omasa K., Abo F., Natori T., Totsuka T. Analysis of air pollutant sorption by plants. Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. In: Res. Rep. Natl Inst. Environ. Stud. 11. Japan. 1980, p. 213-224.

Ormrod D. P. Impact of trace element pollution on plants. In: Air Pollution and Plant Life (Treshow M, ed). Wiley, Chichester, UK. 1984, p. 291-319.

Paakkonen E., Holopainen T., Karenlampi L. Differences in growth, leaf senescence and injury, and stomatal density in birch (*Betula pendula* Roth.) in relation to ambient levels of ozone in Finland. In: Environmental Pollution 96, 1997 p. 117-127.

Packer M. Algal capture of carbon dioxide; biomass generation as a tool for greenhouse gas mitigation with reference to New Zealand energy strategy and policy. In: Energy Policy 37. 2009, p. 3428-3437.

Palancean A., Boaghe D. Rezistența plantelor lemnoase la substanțe nocive în condițiile or. Chişinău. Anul 1995 European de Conservare Naturii în Republica Moldova : rezumatele comun. conf. intern. șt.-pract., 12-13 oct. 1995. Chişinău, 1995, p. 67.

Palancean Al. Dendroflora cultivată a Republicii Moldova. Autoreferatul tezei de dr. hab. în științe biologice, Chişinău 2015. 45 p.

Parascan D., Danciu M.,: Fiziologia plantelor lemnoase. Ed. Pentru Viață Braşov. 2001

Petrova S. T. Biomonitoring Study of Air Pollution with *Betula pendula* Roth., from Plovdiv, Bulgaria. In: *Ecologia Balkanica* 2011, Vol. 3, Issue 1. July 2011, p. 1-10.

Petrova S., Yurukova L. Preliminary results of chlorophyll content as a biomarker of tree tolerance to urban environment (Plovdiv, Bulgaria ), <http://web.uni-plovdiv.bg/slaveyapetrova/Publications/4.%20Petrova%20S.,%20L.%20Yurukova.%202011.pdf> (accesat 12.11. 2016).

Plângău V., Gori T. Impactul transportului auto asupra mediului urban. În: *Materialele Conferinței Jubiliare - INECO 15 ani*. Chișinău, 2006, p. 22

Plângău A., Buburuz D.. Impactul transportului asupra biodiversității și sănătății umane. In: *Bioetica, Filosofia și Medicina în strategia de asigurare a sănătății umane*. Chișinău. 2010, p. 160-161.

Plângău V., Buburuz V., Brega V. Evidențierea zonelor urbane intens poluate de transportul auto. În: *Rezumate a XXV-a Sesiune Națională de Chimie*. Calimanești-Căciulata, Vâlcea, România. 1999, p. 414.

Plîngău V., Buburuz D., Brega V. Dezvoltarea și impactul transportului auto asupra calității aerului în mun. Chișinău. *Impactul transporturilor asupra mediului ambiant*, Chișinău 23 – 24 octombrie 2008, p.147.

Psaras G. K., Christodoulakis N. S. Air pollution affects on the ultrastructure of *Phlomis fruticosa* mesophyll cells. In: *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 38(4). 1987, p. 610- 617.

Rao D. N. Plants and Particulate Pollutants. *Air Pollution and Plants: A State of the Art Report*. Ministry of Environment and Forests, Department of Environment, Government of India, New Delhi, India. 1985, <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s00468-012-0697-4.pdf> ( accesat 13.11.2016).

Raport annual al Serviciului Hidrometeorologic de Stat, Starea calității aerului atmosferic pe teritoriul Republicii Moldova pentru anul 2015. Chișinău. 2016, 167 p



Raportul Național privind Starea Mediului - Anul 2012 ([http://www.anpm.ro/anpm\\_resources/migrated\\_content/uploads/116008\\_RSM-2012.pdf](http://www.anpm.ro/anpm_resources/migrated_content/uploads/116008_RSM-2012.pdf), accesat 21.10.2015).

Registrul de Stat al Transporturilor <http://www.asp.gov.md/ro/rst> .

Reid C. D., Maherali H., Johnson H. B., Smith S. D., Wullschleger S. D., Jackson R. B.. On the relationship between stomatal characters and atmospheric CO<sub>2</sub>. In: *Geophysical Research Letters* 30. 2003, p. 1983-1986.

Robinson M. F., Heath J., Mansfield T. A. Disturbances in stomatal behavior caused by air pollutants. In: *Journal of Experimental Botany* 49. 1998, p. 461-469.

Rogojan P. Testarea surselor mobile de poluare. *Buletin Ecologic* Nr 4. 2006, p. 11-12.

Rotaru L., Buburuz D., Brega V.. Transportul auto și calitatea aerului în or. Chișinău. Moldova: deschideri științifice și culturale spre Vest: rezumate la Congresul XVIII al Acad. Româno – Americane de Științe și Arte, 13-16 iul. 1993. – Secț. 4. Vol. 3. Chișinău 1993, p. 284.

Rotaru L., Plângău V., Buburuz D. ș.a. Impactul transportului auto asupra bazinului aerian a or. Bălți. Anul European de Conservare Naturii în Republica Moldova: rezumatele comun. conf. intern. șt.-pract., 12-13 oct. 1995. Chișinău 1995. p. 218.

Sarkar R. K., Banerjee A., Mukherji S. Acceleration of peroxidase and catalase activities in leaves of wild dicotyledonous plants, as an indication of automobile exhaust pollution. In: *Environmental Pollution*, 42/4. 1986, p. 289-295.

Sauter J. J., Kammerbauer H., Pambor L., Hock B. Evidence for the accelerated micromorphological degradation of epistomatal waxes in Norway spruce by motor vehicle emissions. In: *European Journal of Forest Pathology*, 17. 1987, p. 444-448.

Sauter J. J., Pambor L. The dramatic corrosive effect of road side exposure and of aromatic hydrocarbons on the epistomatal wax crystalloids in spruce and fir – and its significance for the Waldsterben. 1989, apud Malhotra S. S., Khan A. A. *Biochemical and*

physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.

Schönbeck H. et al. Biologische Messverfahren für Luftverunreinigungen. In: Düsseldorf, VDI – Verlag. Berichte, 149. 1970, p. 225-236.

Sgardelis S., Cook C.M., Pantis J.D. and Lanaras T. Comparison of chlorophyll fluorescence and some heavy metal concentrations in *Sonchus* spp. and *Taraxacum* spp. along an urban pollution gradient. In: *Science of the Total Environment*, 158, 1994, p. 157-164.

Sherwood B., Cutler D., Burton J. A. The ecological impact of air pollution from roads. In: eds. *Wildlife and Roads*. Imperial College Press. 2004, p. 113-132.

Smejkal G. Pădurea și poluarea industrială. Edit. Ceres. București. 1982, apud Bolea V., Chira D., Vasile D. Domenii de aplicare a metodei arborilor bioindicatori și bioacumulatori. In: *Revistă de Silvicultură și Cinegetică*, Anul XI, Nr. 22. 2006, p. 25-31.

Sobczuk T. M., Camacho F. G., Rubio F. C., Fernandez F. G., Grima E. M. Carbon dioxide uptake efficiency by outdoor microalgal cultures in tubular airlift photobioreactors. In: *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 67, No. 4. 2000, p. 465-475.

Sodnik H., Skrezyna J. J., Staszkiwicz J. The effect of industrial pollution in Walbrzych (Poland) on the size and shape of leaves of selected species of trees. In: *Rocz. Sekc. Dendrol. Pol. Tow. Bot.* 36. 1987, p. 17-34.

Srivastava H. S., Jolliffe P. A., Runeckles V. C. Inhibition of gas exchange in bean leaves by NO<sub>2</sub>. In: *Can. J. Bot.*, 53. 1975, p. 466-474

Stratmann H. Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation. II. Teil.: Messung und Bewertung der SO<sub>2</sub> – Immissionen. Köln und Opladen. Westdeutscher Verlag. *Forsch. Berd. Landes Nordrhein-Westfalen*. Nr. 1184. 1963, <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jpln.19681210110/full>

Tarhon P. s. a. *Fiziologia plantelor*. Chișinău. V. II, 1993. 243 p.

Teleuță A., Palancean A., Alexandrov E., Duca M., Glijin A. Poluarea și dezvoltarea plantelor lemnoase. Chișinău 2008. 53 p.

Thomas M. D. Gas damage to plants. In: *Ann. Rev. Plant Physiol.*, 2. 1951, p. 293-322.

Thomas M. D., Bressan R. A., Wilson L. G., Filner P. Mechanisms of resistance to sulfur dioxide in Cucurbitacea. In: *Plant Physiol.*, 61. 1978, p. 761-767.

Thomas M. D., Hill G. R. Absorption of sulfur dioxide by Alfalfa and its relation to leaf injury. In: *Plant Physiol.*, 10, 1935, p. 291-307.

Tiwari S., Agrawal M., Marshall F. M. Evaluation of ambient air pollution impact on carrot plants at a sub urban site using open top chambers. In: *Environmental Monitor. Assessment* 119. 2006, p. 15-30.

Todd, G. W. Effect of ozone and ozonated I-hexene on respiration and photosynthesis of leaves. In: *Plant Physiol.*, 33. 1958, p. 416-420.

Treshow M., Anderson F. K. *Plant Stress from Air Pollution*, John Wiley and Sons, Chichester, New York. 1991, apud Meletiou-Christou M. S., Banilas G. P., Bardis C., ș.a. Plant biomonitoring: impact of urban environment on seasonal dynamics of storage substances and chlorophylls of oleander. In: *Global Nest Journal*, No 4, Vol 13. 2011, p. 395-404.

Tripathi A. K., Gautam M. Biochemical parameters of plants as indicators of air pollution. In: *J. Environmental Biol.* 28(1). 2007, p. 127-132.

Țapeș, V. Ecologia și transportul auto. In: *Buletin Ecologic*. Nr 4. 2006, p. 5-8.

Țaranu, M. Transportul și mediul înconjurător: rezultatele preventive ale inventarierii emisiilor de gaze cu efect de seră ce provin din sectorul transport pentru perioada 1990 – 2002. In: *Buletin Ecologic*. Nr 4. 2006, p. 12-15.

Țugulea A. Distribuția emisiilor auto pe unele artere de circulație din ecosistemul urban Chișinău. Conferința științifică cu participare internațională, consacrată aniversării a 150 de ani de la apariția ecologiei

ca știință, a 70 de ani de la fondarea primelor instituții științifice academice și a 20 de ani de la înființarea USPEE „C. Stere”. Iași: Editura Vasiliana\_'98, 2016, a. p. 430-433.

Țugulea A. Influența emisiilor auto asupra acumulării sulfului în frunzele unor specii de arbori din ecosistemul urban Chișinău. Conferința națională cu participare internațională „Știința în Nordul Republicii Moldova: realizări, probleme, perspective” (ediția a doua) consacrată aniversărilor de 70 de ani de la constituirea Instituțiilor de Cercetare Științifică din Moldova, 55 de ani de la fondarea Academiei de Științe a Moldovei, 10 ani de la fondarea Filialei Bălți a Academiei de Științe a Moldovei, 29-30 septembrie 2016, b, Bălți, p. 185-189.

Țugulea A. Remarks concerning auto emissions quantity within high-traffic areas of Chisinau city. The International Conference dedicated to the 70 th anniversary of foundation of first research institutes of the ASM and the 55th anniversary of the inauguration of the Academy of Sciences of Moldova. Life Sciences in the dialogue of generations „Connections between universities, Academia and Business community”. Chișinău, 25 martie 2016, c, p.186.

Țugulea A. Contribuții la studiul impactului emisiilor auto asupra concentrației pigmentilor asimilatori la unele specii de arbori. In Culegere de articole științifice dedicată membrului corespondent AȘM ION DEDIU la 85 de ani de la naștere și 62 ani de activitate științifică, Chișinău 2019, a, pag. 92 – 101. ISBN: 978-9975-3308-0-0.

Țugulea A. Influence of environmental pollution on leaf properties of urban trees in Republic of Moldova. Simpozionul național cu participare internațională Environment & Progress Ediția a XII-a, 15 noiembrie 2019, b, Cluj-Napoca, Book of abstract. pag. 61.

Țugulea A., Bulimaga C. Comments on the accumulation of sulphur in the leaves of certain tree species in Chisinau Urban Ecosystem, 11th International Conference on „Environmental Legislation, Safety Engineering and Disaster Management” ELSEDIM, 26-28 May 2016, d, Cluj-Napoca Babeș-Bolyai University Romania, p. 189

Țugulea A., Brega Vl., Bulimaga C. Aspecte privind dispersia emisiilor transportului auto în ecosistemul urban Chișinău. Conferința științifică

națională consacrată jubileului de 90 ani din ziua nașterii academicianului Boris Melnic, 12 februarie 2018, Universitatea de Stat din Moldova. 2018, p. 297 – 303.

Țugulea A., Bulimaga C., Mogîldea V. Auto emission influence on assimilating pigments of some species of trees, Simpozion național cu participare internațională. In: Environment & Progress, 30 octombrie 2015, Cluj-Napoca, p. 73.

Ulrich B., Summer M. Soil acidity. Berlin: Springer Verlag, 1991. 224 p.

Van Breemen N., Mulder J., Driscoll C. Acidification and alkalization of soils. In: Plant and Soil, no. 75. 1983, p. 283-300.

Velikova V., Yordanov I., Edreva A. Oxidative stress and some antioxidant systems in acid rain-treated bean plants. In: Plant Science 151 (1). 2000, p. 59-66.

Verma A., Singh S. Biochemical and ultra structural changes in plant foliage exposed to auto-pollution. In: Environmental Monitoring and Assessment 120. 2006, p. 585-602.

Wellburn A. R., Review T. Why are atmospheric oxides of nitrogen usually phytotoxic and not alternative fertilisers? In: New Phytologist, 115, No. 24. 1990, p. 395-429.

Yoneyama T., Sasakawa H., Ishizuka S. Absorption of atmospheric NO<sub>2</sub> by plants and soils, II: Nitrite accumulation, nitrite reductase activity, and diurnal change, of NO<sub>2</sub> absorption in leaves. In: Soi/ Sci. Plant Nutr., 25. 1979, p. 267-275.

Yoo C., Jun S. Y., Lee J. Y., Ahn C. Y., Oh H. M. Selection of microalgae for lipid production under high levels carbon dioxide. In: BioresourTechnol 101. 2010, p. 71-74.

Zeevaart, A. J. Some effects of fumigating plants for short periods with NO<sub>2</sub>. In: Environ. Pollut., 11. 1976, p. 97-108.

Аксенов И. Я., Аксенов В. И. Транспорт и охрана окружающей среды. – М.: транспорт, 1986 г. 175 с.

Барахтенова Л. А., Николаевский В. С. Фотохимическая активность и фотофосфорилирование растений под влиянием сернистого газа. In: Известия АН СССР, 1983, с. 90-99

Бульмага К., Кухарук Е., Кодряну Л., Челак Е., Коломиец И. Оценка биоразнообразия флоры городских ландшафтов в условиях повышенной техногенной нагрузки. In: Mediul ambient, Nr.4 (28), 2006, p. 13-15.

Васькін Р. А., Васькіна І. В. Аналіз динаміки забруднення атмосферного повітря України викидами автотранспорту, Екологічна Безпека, Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського. Випуск 5/2009 (58). Частина 1, [http://www.kdu.edu.ua/statti/2009-5-1\(58\)/109.PDF](http://www.kdu.edu.ua/statti/2009-5-1(58)/109.PDF) (accesat 21.10.2015).

Волкодаева М. В. Научно-методические основы оценки воздействия автотранспорта на атмосферный воздух. Докторская диссертация. — СПб., СЗТУ, 2010. 320 с.,

Гетко Н. В. Особенности накопления сернистых и азотистых соединений в листьях некоторых видов тополя в условиях задымления атмосферного воздуха двуокисью серы. In: Растения и промышленная среда. Киев: Наукова думка, 1976, с. 63-64.

Гетко Н. В., Кулагин Ю. З., Яфаев Э. М. О газопоглотительной способности хвойных. In: Экология хвойных. Уфа: БФАН СССР, 1978, с. 112-120.

Голицын А. Н. Промышленная экология и мониторинг загрязнения природной среды. In: М.: Изд.Оникс, 2010. 336с.

Горбунов В. В., Патрахальцев Н. Н. Токсичность двигателей внутреннего сгорания. In: М. Изд. РУДН, 1998. 214 с.

Денисов В. Н., Рогалев В. А. Проблемы экологизации автомобильного транспорта. — СПб.: МАНЭБ, 2004. 312 с.

Дикарев В. И., Рогалев Г. А., Денисов А. П., Доронин А. П. Методы и средства защиты человека и окружающей среды. — СПб.: МАНЭБ, 1999. 186 с.

Крамаренко Г.В., Черненко В.А. Влияние технического состояния автомобиля и качества обслуживания на загрязнение окружающей среды. – М.: МАДИ, 1980 г. 160с.

Луканин, В. Н. Промышленно-транспортная экология: Учеб. для вузов В.Н. Луканин, Ю.В. Трофименко; Под ред. В. Н. Луканина. - М.: Высш. шк., 2003. 273 с.

Могылдя В.М., Цугуля А.В., Грабко Н.И. Изучение влияния газовых выбросов, выделяемых автотранспортом, на развитие водорослей в модельных опытах, Академику Л. С. Бергу-140 лет. In: Сборник научных статей-Academician Leo Berg-140, Бендеры, 2016, с. 180-184.

Павлова Е.И. Экология транспорта. — М.: Высш.шк., 2006. 344 с.

Потапов А. И., Хватов В. Ф. Лазерно-оптические методы и средства контроля и диагностики вредных веществ в отработавших газах автотранспорта. – Спб.: Междунациональный фонд истории науки, 1994. 28 с

Хватов В. Ф., Потапов А. И., Цыплакова Е. Г. Анализ воздействия автотранспорта на окружающую среду. Ежегодное открытое собрание-конференция, Научное и кадровое обеспечение развития транспортного комплекса. Безопасность на транспорте. In: СПб., МАТ, 2007. с. 25-39.

Цыплакова Е. Г., Приборы и методы контроля и мониторинга воздействия автотранспорта на атмосферный воздух северных городов, Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора технических наук, Санкт-Петербург – 2014. 49 с.