

MINISTERUL EDUCAȚIEI, CULTURII ȘI CERCETĂRII
INSTITUTUL DE ECOLOGIE ȘI GEOGRAFIE

Cu titlul de manuscris
CZU 504.054:656.13(478)(043.2)

ȚUGULEA ANDRIAN

EVALUAREA IMPACTULUI ECOLOGIC AL
TRANSPORTULUI AUTO ASUPRA COMPONENTELOR
VEGETALE DIN ECOSISTEMUL URBAN CHIȘINĂU

166.01 - Ecologie

Teză de doctor în științe biologice

Conducător științific
Constantin,

BULIMAGA

dr. hab. în biologie

Consultant științific:
hab.,

DEDIU Ion, dr.

prof. univ., mem. cor. al AȘM

Autor:
Andrian

ȚUGULEA

CHIȘINĂU, 2018

© Tugulea Andrian, 2018

CUPRINS

ADNOTARE	5
LISTA ABREVIERILOR	8
INTRODUCERE	9
1. ROLUL TRANSPORTULUI AUTO ÎN POLUAREA AERULUI ATMOSFERIC ȘI IMPACTUL ASUPRA COMPONENTELOR DE MEDIU	15
1.1. Fenomenul de poluare de către transportul auto	15
1.2. Studii privind impactul emisiilor auto asupra componentelor vegetale	26
1.3. Rolul transportului auto în poluarea aerului atmosferic în ecosistemul urban Chișinău.....	38
1.4. Concluzii la capitolul 1.....	44
2. MATERIALE SI METODE.....	46
2.1. Obiectul de studiu, așezarea geografică, cadrul natural.....	46
2.2. Metode de cercetare în teren.....	48
2.3. Metode de cercetare în laborator.....	50
2.4. Concluzii la capitolul 2.....	59
3. TIPURILE DE TRANSPORT AUTO, CANTITATEA ȘI CALITATEA EMISIILOR	60
3.1. Caracteristica rețelei de drumuri în ecosistemul urban Chișinău în raport cu dinamica numărului unităților de transport.....	60
3.2. Estimarea emisiilor auto în baza consumului de combustibili.....	69
3.3. Emisiile auto pe principalele artere de circulație ale ecosistemului urban Chișinău.....	73
3.4. Concluzii la capitolul 3	77
4. STUDIUL SPECTRULUI FLORISTIC AL STAȚIUNILOR DE CERCETARE ..	79
4.1. Analiza structurii taxonomice a plantelor lemnoase și erbacee din stațiunile studiate	79
4.2. Analiza spectrului bio-ecologic și fitogeografic al plantelor lemnoase și erbacee din stațiunile cercetate	83
4.3. Concluzii la capitolul 4.....	94
5. IMPACTUL EMISIILOR AUTO ASUPRA COMPONENTELOR VEGETALE..	96
5.1. Influența emisiilor auto asupra concentrației pigmentilor asimilatori la unele specii	

de arbori	96
5.2. Acumularea azotului și sulfului în frunzele unor specii de arbori.....	103
5.3. Rezultatele modelării influenței emisiilor auto asupra unor specii de plante vasculare și inferioare.....	111
5.3.1. Influența emisiilor auto asupra unor specii de plante vasculare	111
5.3.2. Influența emisiilor auto asupra unor specii de plante inferioare.....	114
5.4. Concluzii la capitolul 5.....	121
CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI PRACTICE.....	123
BIBLIOGRAFIE.....	125
ANEXE.....	141
ANEXA 1. Conținutul pigmentilor asimilatori din frunze.....	141
ANEXA 2. Conținutul de azot și sulf total (%) în frunzele și litiera unor specii de arbori din Ecosistemul urban Chișinău.....	142
ANEXA 3. Conținutul pigmentilor asimilatori în frunzele unor specii de arbori din ecosistemul urban Chișinău.....	144
ANEXA 4. Conținutul de azot și sulf total (%) în frunzele și litiera unor specii de arbori din ecosistemul urban Chișinău.....	145
ANEXA 5. Potențialul radiației solare.....	147
ANEXA 6. Acte de implementare.....	148
DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII.....	150
CV-ul AUTORULUI.....	151

ADNOTARE

Țugulea Andrian „Evaluarea impactului ecologic al transportului auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău”, teză de doctor în biologie, or. Chișinău, 2018. Introducere, patru capitole, concluzii generale și recomandări, 125 pagini de text de bază, 64 figuri, 6 tabele, 6 anexe. Rezultatele obținute sunt publicate în 13 lucrări științifice.

Cuvinte-cheie: impact ecologic, ecosistem urban, transport auto, emisii, pigmenți asimilatori, componente vegetale, liniamente stradale.

Domeniul de studiu: ecologie. **Scopul:** evaluarea consecințelor influenței emisiilor auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău.

Obiectivele: Studiul infrastructurii și funcționării transportului urban ca factor generator de emisii cu impact asupra ecosistemelor din mun. Chișinău; Stabilirea cotei transportului auto, caracterizarea cantitativă și calitativă a emisiilor de gaze de eșapament și impactul asupra componentelor ecosistemului urban Chișinău; Relevarea (evidențierea) datelor privind emisiile traficului auto pe principalele artere rutiere ale or. Chișinău; Evaluarea impactului emisiilor auto în baza parametrilor fiziologici și biochimici în frunzele unor specii de arbori și plante decorative din ecosistemul urban Chișinău.

Noutatea și originalitatea științifică. S-a evidențiat influența emisiilor auto asupra vegetației în funcție de intensitatea traficului și nivelul de poluare a aerului. S-a constatat, că manifestările fiziologice și biochimice (concentrația pigmenților asimilatori, conținutul total al apei) în frunze servesc ca indicator al stării plantelor expuse unor factori de stres și poate fi utilizată drept metodologie de evaluare a impactului ecologic al emisiilor auto asupra vegetației.

S-a stabilit, că concentrația maximă a azotului total, atât în frunzele verzi, cât și cele uscate, s-a depistat în cadrul stațiunilor Alecu Russo și Calea Ieșilor, iar specia *Tilia cordata* Mill dintre cele analizate (*Tilia cordata* Mill, *Acer platanoides* L., *Pinus nigra* J.A. Arnold) este cea mai rezistentă la poluare și poate fi folosită în calitate de bioindicator pentru diminuarea gradului de poluare a aerului atmosferic.

Problema științifică soluționată constă în argumentarea științifică a impactului emisiilor auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău și stabilirea zonelor intens poluate ale orașului în baza manifestărilor fiziologice și biochimice (concentrația pigmenților asimilatori) la diferite specii de arbori.

Importanța teoretică. S-a realizat monitorizarea zonelor poluate cu emisii auto în baza parametrilor fiziologici și biochimici (concentrația pigmenților asimilatori și a conținutului total de apă) în frunzele unor specii de arbori. A fost stabilit impactul unor factori de stres (emisii auto) asupra productivității biologice a vegetației. S-a demonstrat, că răspunsurile fiziologice ale plantelor, determinate în baza parametrilor fizio-biochimici, pot servi ca indicator privind nivelul de poluare a aerului.

Valoarea aplicativă a lucrării. Rezultatele obținute pot servi ca bază științifică pentru elaborarea recomandărilor Autorităților Publice Locale privind amenajarea liniamentelor stradale, selectarea speciilor de plante rezistente la poluare și care pot fi folosite ca bioindicatori.

Implementarea rezultatelor științifice. Rezultatele științifice obținute sunt utilizate de către Direcția socio-economică a Primăriei mun. Chișinău pentru elaborarea acțiunilor pentru diminuarea gradului de poluare a aerului din oraș, cât și de Universitatea de Studii Politice și Economice Europene „Constantin Stere” în procesul de instruire a studenților și pregătirea tezelor de licență, master la facultatea de ecologie și protecția mediului.

ANNOTATION

Tugulea Andrian “Assessment of the environmental impact of the auto transport on the vegetal components in the urban ecosystem of the Chisinau municipality”, PhD thesis in Biology, Chisinau, 2018. Introduction, four chapters, general conclusions and recommendations, 125 pages of basic text, 64 figures, 6 tables, 6 annexes. The results obtained are published in 13 scientific papers.

Keywords: ecological impact, urban ecosystem, auto transport, emissions, assimilating pigments, vegetal components, street lanes.

Domain of the study: ecology. **Main scope:** To assess the influence of the consequences of car emissions on vegetal components in the Chisinau urban ecosystem.

Objectives: The study of the infrastructure and the functioning of the urban transport as the main ecological factor - emission generator and its impact on the state of the ecosystems in Chisinau municipality; quantitative and qualitative characterization of exhaust emissions and estimation of theirs' impact on the state of urban ecosystems; determining of the transport contribution to the general impact on the state of Chisinau urban ecosystem; evaluation of the impact of car emissions based on physiological and biochemical manifestations (concentration of assimilating pigments and total water content) from the leaves of some tree species and decorative plants found in Chisinau urban ecosystem.

Scientific novelty and originality. The influence of car emissions on vegetation has been determined in function of the intensity of the auto traffic. As it has been demonstrated physiological and biochemical manifestations (the concentration of assimilating pigments and of the total water content) serve as an indicator of the state of plants exposed to stress factors and can be used as a methodology for estimation of the ecological impact of car emissions on vegetation.

Results showed that maximum concentration of total nitrogen in both leaves and litter was registered on sampling stations located at Alecu Russo and Calea Iesilor. Based on these results the studied species (*Tilia cordata* Mill, *Acer platanoides* L., *Pinus nigra* J. A. Arnold) , the most resistant to pollution is the *Tilia cordata* Mill species and it can be used for diminishing of the atmospheric air pollution and as a bio indicator. Study also demonstrated that the largest amount of nitrogen is assimilated by the leaves of the *Tilia cordata* Mill species, and this one can be recommended as an indicator to reduce the air of pollution of the urban ecosystem.

The solved scientific problem consists in scientific argumentation of the environmental impact assessment of car emissions on plant components in the Chisinau urban ecosystem and identification of the areas intense pollutes of the town on the base of physiological and biochemical manifestations (concentration of the assimilated pigments) of different species of trees.

Theoretical importance. On the base of physiological and biochemical parameters (concentration of the assimilatory pigments and total content of water) the monitoring of the most polluted areas was performed in the leaves of certain tree species. The impact of certain stress factors (auto emissions) on the bioproductivity of vegetation was also estimated. The physiological response of plants determined on the base of physiological-biochemical parameters could be used as an indicator in estimation of the pollution level.

Applicative value of the paper. The results obtained can serve as a scientific basis for the elaboration of recommendations for Local Public Authorities on setting street lanes, the selection of resistant to pollution plant species, which can be used as bio-indicators.

Implementation of scientific results. Obtained results are used by the Socio-Economic Directorate of Chisinau Municipality for the elaboration of measures aimed at pollution reduction in the city, as well as by the University of European Political and Economic Studies “Constantin Stere” in the process of student training and the preparation of master's thesis at the Faculty of Ecology and Environmental Protection.

АННОТАЦИЯ ДИССЕРТАЦИИ

Цугуля Андриан «Оценка экологического воздействия автомобильного транспорта на растительные компоненты городской экосистемы Кишинэу», докторская диссертация в области биологии, мун. Кишинэу, 2018. Введение, четыре главы, общие выводы и рекомендации, 125 страниц основного текста, 64 рисунков, 6 таблиц, 6 приложений. Полученные результаты опубликованы в 13-ти научных работах.

Ключевые слова: экологическое воздействие, городская экосистема, автомобильный транспорт, выбросы, ассимилирующие пигменты, растительные компоненты, придорожные полосы автомобильных дорог.

Область исследования: экология. **Цель:** оценка влияния и последствия автомобильных выбросов на растительный состав состав городской экосистемы Кишинэу.

Задачи: Изучение инфраструктуры и функционирования городского транспорта в качестве основного экологического фактора - генератора выбросов и воздействия на экосистемы мун. Кишинэу; Определить долю автомобильного транспорта в общем воздействии, дать количественную и качественную характеристику выбросов выхлопных газов и их влияния на компоненты городской экосистемы Кишинэу; Актуализация данных о выбросах автотранспорта на основных дорожных артериях города Кишинэу; Оценить воздействие выхлопов автомобильного транспорта на основании физиологических и биохимических показателей в листьях некоторых видов деревьев и декоративных растений городской экосистемы Кишинэу.

Научная новизна и оригинальность. Определено влияние эмиссий автомобильного транспорта на растительность в зависимости от интенсивности движения и уровня загрязнения воздуха. Доказано, что физиологические и биохимические проявления в листьях (концентрация ассимилирующих пигментов и общее содержание воды) являются показателями состояния растений, подверженных стрессовым факторам и могут быть использованы в качестве методологии для оценки воздействия автомобильных выбросов на растительность.

Установлено, что максимальная концентрация общего азота в зеленых и сухих листьях была зарегистрирована в опорных точках, расположенных по улице Алеку Руссо и Каля Ешилор, а. среди изученных видов (*Tilia cordata* Mill, *Acer platanoides* L., *Pinus nigra* J.A. Arnold), наиболее устойчивым к загрязнению является вид *Tilia cordata* Mill, который может служить в качестве биоиндикатора для уменьшения степени загрязнения атмосферного воздуха..

Решенная научная проблема заключается в научной аргументации воздействия автомобильных выбросов на растительные компоненты городской экосистемы Кишинэу и определении сильно загрязненных зон города на основании физиологических и биохимических проявлений (концентрация ассимилирующих пигментов) разных видов древесной растительности.

Теоретическое значение. На основе физиологических и биохимических параметров листьев (концентрация ассимилирующих пигментов и общее содержание воды) некоторых видов деревьев осуществлен мониторинг загрязненных выбросами автомобилей районов города. Определено воздействие факторов стресса (автомобильных эмиссий) на биологическую продуктивность растительности. Было показано, что физиологические реакции растений, определяемые на основе физиолого-биохимических параметров, могут служить индикаторами уровня загрязнения

Прикладная ценность работы. Полученные результаты могут служить научной основой для разработки рекомендаций для местных публичных властей по обустройству придорожных полос автомобильных дорог, выбору устойчивых к загрязнению видов растений, которые могут использоваться в качестве биоиндикаторов.

Внедрение научных результатов. Полученные результаты используются Социально-экономическим управлением Муниципалитета Кишинэу для разработки мероприятий по сокращению степени загрязнения в городе, а также Университетом политических и экономических европейских знаний им. Константина Стере на факультете экологии и охраны окружающей среды в процессе подготовки студентов, выполнении и защите дипломных работ и магистерских диссертаций.

LISTA ABREVIERILOR

AR	–	ape reziduale
As ₂ O ₃	–	trioxid de arsen
CCO-Cr	–	consumul chimic de oxigen
CET	–	centrală electrotermică
CMA	–	concentrația maximal admisibilă
CO	–	monoxid de azot
CO ₂	–	dioxid de carbon
COV	–	compuși organici volatili
COVNM	–	compuși organici volatili non-metanici
DMS	–	diferența minimă semnificativă
EUC	–	ecosistemul urban Chișinău
GES	–	gaze cu efect de seră
GPL	–	gaz propan lichefiat
H ₂ S	–	hidrogen sulfurat
HAP	–	hidrocarburi aromatice policiclice
HONO	–	acid azotos
NH ₃	–	Amoniac
NO	–	oxid de azot
NO ₂	–	dioxid de azot
NO ₃ ⁻	–	Azotat
O ₃	–	Ozon
POP	–	posturi staționare de observații asupra poluării aerului
subs. pr.	–	substanță proaspătă
SEB	–	stația de epurare biologică
SHS	–	serviciul hidrometeorologic de stat
SIG	–	sisteme informaționale geografice
SO ₂	–	dioxid de sulf

INTRODUCERE

Actualitatea lucrării. 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 [35]. 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 [138]. 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 CO₂ 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 atmosferici 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 – defoliarea 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) [21].

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 [26, 64]. 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%) [5, 26, 61].

În ecosistemul urban Chișinău (EUC) la fel sursa majoră de poluare a atmosferei o reprezintă transportul auto. 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_2 , NO_x , ș.a. Acestea sunt considerați principalii poluanți în afectarea învelișului foliar al plantelor și sporirea acidității solului [21].

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.

Cu toate că au fost efectuate studii privind cantitatea de emisii provenite de la sursele staționare și mobile în Republica Moldova [23, 24, 49-53, 83] și analizată concentrația clorofilei „a” și „b” în frunzele mai multor specii de arbori din mun. Chișinău din anii 2000-2004 [46, 47], cercetări privind concentrația emisiilor auto și impactul acestora asupra vegetației în EUC nu au fost efectuate. În ceea ce urmează se demonstrează impactul emisiilor transportului auto asupra vegetației din EUC.

Reeșind din problema stringentă expusă mai sus, **Scopul** prezentei lucrări constă în evaluarea consecințelor influenței emisiilor auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău.

Pentru realizarea scopului propus au fost trasate următoarele **obiective**:

1. Studiul infrastructurii și funcționării transportului urban, ca factor generator de emisii cu impact asupra ecosistemului urban Chișinău;
2. Stabilirea cotei transportului auto, caracterizarea cantitativă și calitativă a emisiilor de gaze de eșapament și impactul asupra componentelor mediului din ecosistemului urban Chișinău;
3. Relevarea (evidențierea) datelor privind emisiile traficului auto pe principalele artere rutiere ale or. Chișinău;
4. Evaluarea impactului emisiilor auto în baza parametrilor fiziologici și biochimici în frunzele unor specii de arbori și plante decorative din ecosistemul urban Chișinău.

Noutatea și originalitatea științifică.

1. S-a evidențiat influența emisiilor auto asupra vegetației în funcție de intensitatea traficului auto și a nivelului de poluare a bazinului aerian.
2. S-a constatat, că manifestările fiziologice și biochimice (concentrația pigmentilor asimilatori, conținutul total al apei) în frunzele unor specii de arbori servesc ca indicator al stării plantelor expuse unor factori de stres și poate fi utilizată drept metodologie de evaluare a impactului ecologic al emisiilor auto asupra stării vegetației.
3. S-a stabilit, că concentrația maximă a azotului total, atât în frunzele verzi, cât și cele uscate ale unor arbori, s-a depistat în frunzele colectate la stațiunile experimentale din străzile Alecu Russo și Calea Ieșilor, iar specia *Tilia cordata* Mill, dintre cele analizate (*Tilia cordata* Mill, *Acer platanoides* L., *Pinus nigra* J.A.Arnold) este cea mai rezistentă la poluarea aerului cu gaze de eșapament și poate fi folosită în calitate de bioindicator pentru diminuarea gradului de poluare a bazinului aerian.

Problema științifică soluționată constă în argumentarea științifică a impactului emisiilor auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău și stabilirea zonelor intens poluate ale orașului în baza manifestărilor fiziologice și biochimice (concentrația pigmentilor asimilatori) la diferite specii de arbori.

Semnificația teoretică. S-a realizat monitorizarea zonelor intens poluate cu emisii auto în baza parametrilor fiziologici și biochimici (concentrația pigmentilor asimilatori și a conținutului total de apă) în frunzele unor specii de arbori. A fost stabilit impactul unor factori de stres (emisii auto) asupra productivității biologice a vegetației. S-a demonstrat, că răspunsurile fiziologice ale plantelor, determinate în baza parametrilor fizico-biochimici, pot servi ca indicator privind nivelul de poluare a aerului.

Valoarea aplicativă a lucrării. Rezultatele obținute pot servi ca bază științifică pentru elaborarea recomandărilor de către Autorităților Publice Locale, privind amenajarea liniamentelor stradale, selectarea speciilor de plante rezistente la poluare și care pot fi folosite ca bioindicatori.

Implementarea rezultatelor științifice. Rezultatele științifice obținute sunt implementate de către Direcția socio-economică a Primăriei mun. Chișinău în scopul elaborării acțiunilor de diminuare a gradului de poluare a aerului, cât și de către Universitatea de Studii Politice și Economice Europene „Constantin Stere” în procesul de instruire a studenților și pregătirea tezelor de licență, master în cadrul facultății de ecologie și protecția mediului.

Aprobarea rezultatelor științifice. Rezultatele principale ale cercetărilor științifice au fost expuse în cadrul forurilor științifice de specialitate: Conferința științifică internațională a doctoranzilor „Tendințe contemporane ale dezvoltării științei: viziuni ale tinerilor cercetători” 10 martie 2014 Chișinău; 10th National Symposium with international participation Environment & Progress, 30th October 2015, Cluj-Napoca, România; The International Conference dedicated to the 70th anniversary of foundation of the inauguration of the Academy of Sciences of Moldova Life sciences in the dialogue of generations: „Connections between universities, academia and business community” March 25, 2016, Chișinău; Conferința consacrată academicianului Leo Berg – 140 ani, Bender, 2016; 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” „Probleme ecologice și geografice în contextual dezvoltării durabile a Republicii Moldova: perspective și realizări”, 14-15 septembrie 2016 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, Bălți; Conferința științifică națională consacrată jubileului de 90 ani din ziua nașterii academicianului Boris Melnic, 12 februarie 2018, Universitatea de Stat din Moldova, etc.

Publicații la tema cercetărilor. În baza materialului științific din teză au fost publicate 13 articole științifice.

Volumul și structura tezei. Teza constituie 125 pagini de text de bază și constă din adnotare, introducere, reviu literaturii, materiale și metode de cercetare, rezultatele investigațiilor în 3 capitole, concluzii generale și recomandări, indicele bibliografic include 258 surse. Materialul ilustrativ include 64 figuri, 6 tabele și 6 anexe, volumul total a lucrării constituie 152 pagini.

Cuvintele-cheie: impact ecologic, ecosistem urban, transport auto, emisii, pigmenți asimilatori, componente vegetale, liniamente stradale.

Introducere. Este prezentată caracteristica succintă a lucrării în care a fost indicată actualitatea temei de cercetare, scopul și obiectivele, noutatea științifică, problema științifică soluționată, semnificația teoretică și valoarea aplicativă.

Capitolul 1. ROLUL TRANSPORTULUI AUTO ÎN POLUAREA AERULUI ATMOSFERIC ȘI IMPACTUL ASUPRA COMPONENTELOR DE MEDIU. Capitolul este dedicat analizei surselor bibliografice științifice privind impactul emisiilor auto asupra componentelor vegetale la nivel local și mondial și dinamica numărului unităților de transport în EUC. S-a realizat dinamica privind evoluția numărului unităților de transport și influenței acestora asupra calității aerului atmosferic în EUC. Rezumând datele bibliografice, se poate afirma cu certitudine că numărul unităților de transport este în continuă creștere, ceea ce duce la înrăutățirea calității aerului atmosferic. În final este formulată problema de cercetare și sunt definite scopul și obiectivele lucrării.

Capitolul 2. MATERIALE SI METODE. Este prezentată schema amplasării obiectelor studiate – stațiunile de colectare a probelor de frunze și litieră. Sunt descrise caracteristicile fizico geografice ale EUC. Colectarea, determinarea, păstrarea și analiza chimică a mostrelor a fost realizată conform metodologiei armonizate de programele internaționale ICP Forests, EMEP și ICP Vegetation. Determinarea sulfului și azotului au fost efectuate conform metodelor standartizate în laboratorul SHS, conținutul de clorofilă în frunze a fost efectuat în laboratorul

ecourbanistică al IEG în baza extrasului cu alcool [121]. Sunt descrise pe larg schemele experimentelor privind influența emisiilor auto asupra unor componente vegetale din EUC.

Capitolul 3. TIPURILE DE TRANSPORT AUTO, CANTITATEA ȘI CALITATEA EMISIILOR. În acest capitol este caracterizată infrastructura rutieră a or. Chișinău, dinamica unităților de transport ca factor principal de poluare a aerului atmosferic. Tot aici este reprezentat grafic tendința consumului de combustibil, structura transportului auto, sunt calculate cantitățile de emisii de proveniență auto, etc. Au fost expuse modelări privind dispersia emisiilor auto în dependență de viteza vântului.

Capitolul 4. STUDIUL SPECTRULUI FLORISTIC AL STAȚIUNILOR DE CERCETARE

Capitolul dat este dedicat caracteristicii structurii taxonomice a plantelor lemnoase și erbacee din stațiunile unde s-au realizat cercetările planificate. Un alt compartiment al acestui capitol este consacrat analizei spectrului bioecologic și fitogeografic al plantelor vasculare din stațiunile cercetate. Rezultatele obținute indică influența factorului antropic, caracteristic ecosistemelor urbane. Analiza florei vasculare din stațiunile cercetate confirmă o diversitate înaltă a spectrului bioecologic și fitogeografic.

Capitolul 5. IMPACTUL EMISIILOR AUTO ASUPRA COMPONENTELOR VEGETALE. În acest capitol este stabilit impactul transportului auto asupra vegetației și demonstrată influența emisiilor auto asupra productivității biologice a vegetației. Sunt descrise rezultatele privind conținutul clorofilei „a” și „b”, conținutul de sulf și azot din frunzele și litiera a unor specii de arbori din EUC. Este demonstrat impactul emisiilor auto asupra dezvoltării unor specii de plante decorative. Tot în acest capitol este descrisă componența floristică a algoflorii lacului Valea Morilor. Sunt prezentate rezultatele privind dezvoltarea algelor *Scenedesmus acutus* Meyen sub acțiunea emisiilor auto.

Teza se încheie cu concluzii generale, recomandări practice, bibliografie (258 de surse) și anexe (5).

1. ROLUL TRANSPORTULUI AUTO ÎN POLUAREA AERULUI ATMOSFERIC ȘI IMPACTUL 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 Pamânt, dar, de asemenea o resursă naturală importantă, consumul căruia este în continuă creștere în întreaga lume [197, 217].

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, aldehyde (formaldehidă, acroleină, aldehydă acetică ș.a.), oxizi de azot, oxizi de sulf, funingine și alte substanțe toxice [199, 202, 214, 220].

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 [187, 193, 199, 203, 207, 214, 220].

Conform ghidului EMEP/EEA 2013 – de nivelul II [238] care se referă la automobilele EURO 3 – EURO 5, în timpul arderii unei tone de benzină în motoarelor autovehiculelor cu greutatea de până la 3,5 t se emană în atmosferă 84,7 kg CO; 8,7 kg NO₂; 0,206 kg N₂O; 0,165kg SO₂. 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_x; 0,4 kg SO_x. 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 NO₂ - 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% [223]. 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 [249] 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 NO₂ au atins în anul 2011, valoarea de 221,606 kt, față de 309,056 kt cât erau în 2005. Emisiile de NO₂ 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 NO₂ 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%) [253]. 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” [8], 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 [56] 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 [23, 51, 56, 83] 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 Vl. [49] 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. Velea 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

reduc, 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 [31].

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 [39].

În perioada 1990-2002, emisiile de GES cu efect indirect, provenite de la arderea carburanților în sectorul transport, au înregistrat, de asemenea, reduceri considerabile [62]. 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 agrofitocenozelor (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).

În anul 2006, Nicolae Alexei [44] 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 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 [55]. 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” [62]. Aici autorii descriu normele de toxicitate și fumegare a gazelor de eșapament reflectate în standardele ГOCT 17.2.2.03- 87 și ГOCT-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. [24, 53] 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. [144] 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” [52], 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 [39]. În municipiul Chișinău persistă problema poluării supranormative cu SO₂, CO și NO₂, 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 Plângău A., Buburuz D. [48]. Prin activitatea sa, transportul este responsabil de circa 35% din totalul emisiilor de CO₂. 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 [48] 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 [42] 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” [61].

Studiul calității componentelor mediului înconjurător în cadrul EUC pe parcursul a. 2003-2007 [190] 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 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).

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 Silvestepei periferiei Codrilor. Învelișul de sol al raionului este predominat 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 oraşului generează micşorarea biodiversităţii, microflorei şi mezofaunei de sol, schimbări structurale, mărirea cantităţii microorganismelor patogene, acumularea micropoluanţilor, schimbarea bilanţului acido-bazic şi, ca urmare, degradarea ecosistemului în general.

Degradarea solurilor în limita oraşului generează micşorarea biodiversităţii, microflorei şi mezofaunei de sol, schimbări structurale, mărirea cantităţii microorganismelor patogene, acumularea micropoluanţilor, schimbarea bilanţului acido-bazic şi, ca urmare, degradarea ecosistemului în general.

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

Studiul calităţii componentelor mediului înconjurător în cadrul EUC pe parcursul a. 2003-2007 [247] în comparaţie cu anii 90 a demonstrat următoarele. Gradul de poluare a solului după indicii chimici, coli-fagi şi microbiologici se micşorează. După indicii chimici din a. 2003 nu corespundeau cerinţelor 82,4 %, iar în a. 2006 - 48,5 % din probele analizate. După indicii coli-fagi în anul 2003 nu corespundeau cerinţelor 25,4, iar în a. 2006 - 25,8 %; după indicii microbiologici în a. 2003 nu corespundeau cerinţelor 37,3 %, iar în a. 2006 - 31,7 %. Acest fapt se explică prin influenţa factorilor climaterici (precipitaţii atmosferice, vântului, etc.) care duc la spălarea şi migrarea MG din sol şi asimilarea acestora de către ecosisteme şi are loc procesul de autoasanare a componentelor mediului înconjurător.

Creşterea numărului de automobile duce la intensificarea poluării atmosferei oraşului cât şi a suburbiilor cu oxizi de azot şi sulf, compuşi ai plumbului, hidrocarburi şi alte substanţe toxice.

Odată cu creşterea distanţei de la autostradă conţinutul de plumb în sol se micşorează. Depăşiri ale CMA la distanţa cuprinsă între 50 şi 100 m de la drum au fost depistate pe str. Calea Basarabiei. La distanţe mai mari de 100 m concentraţia plumbului în sol variază între 11,9 mg/kg (şos. Hânceşti) şi 23,5 mg/kg (str. Calea Basarabiei).

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

Caracteristica ecologică a resurselor acvatice urbane. Resursele acvatice ale EUC, paralel cu alte componente ale mediului sunt supuse permanent impactului antropic. Poluarea

masivă a apei cu diverse substanțe toxice duce la deteriorarea echilibrului ecologic al ecosistemelor acvatic, sporește procesele de eutroficare, înrăutățind calitățile igienico-sanitare a ei.

Resursele acvatice ale EUC sunt formate din apele de suprafață, freatice și subterane. Apele de suprafață includ: r. Bâc cu afluenții săi – 9 la număr, 17 lacuri ($V_{\text{total}} = 3,5 \text{ mln. m}_3$) și 2 bazine de acumulare: Ghidighici ($V = 34 \text{ mln. m}_3$) și Ialoveni ($V = 21,7 \text{ mln. m}_3$).

Datele obținute demonstrează că indicii hidrochimici a surselor de apă cercetate diferă și sunt puternic influențate de întreprinderile situate în zonă. Apele ce se formează la întrprinderea SA „Tracom”, care printr-o rețea de canale sunt deversate în lacul situat în lunca r. Bâc, conțin cantități sporite de cloruri ($293,2 \text{ mg/dm}_3$), sulfati ($360,0 \text{ mg/dm}_3$), ioni de sodiu și potasiu ($340,4 \text{ mg/dm}_3$), astfel că suma ionilor ajunge la circa $2072,1 \text{ mg/dm}_3$. Aceasta situație se reflectă direct asupra calității apei din bazinul receptor, dar și asupra calității apei din r. Bâc.

În apele bazinelor și râurilor receptoare au fost depistate concentrații sporite de nitriți, nitrați, ioni de amoniu, fosfați. Cantitatea nitriților este mai mare decât CMA de 2-5 ori, iar ce a nitraților se situează sub nivelul CMA (45 mg/dm_3). De remarcat faptul, că cantitatea elementelor biogene este mai mare în apele de scurgere de la întreprinderile platformei, ceea ce indică existența sursei primare a acestor poluanți.

Paralel cu cercetarea calității apei în bazinele artificiale s-au efectuat observări asupra calității apei r. Bâc pe toată raza or. Chișinău. Cercetările au demonstrat că calitatea apei r. Bâc degradează pe măsura deplasării de la intrare pe teritoriul or. Chișinău spre partea inferioară, agravându-se în aval de SEB.

Studiul privind masa poluanților care se introduce în oraș cu apele r. Bâc, a celor care curg de pe suprafața teritoriului or. Chișinău și care se evacuează din oraș cu apele r. Bâc, demonstrează că valoarea acestor mase corelează cu volumul de apă introdus de r. Bâc în oraș, volumul de apă deversat de pe suprafața teritoriului or. Chișinău și volumul de apă evacuat din oraș cu apele r. Bâc. Masa de poluanți acumulată pe teritoriul or. Chișinău include poluanții spălați de pe suprafața orașului de depunerile atmosferice, poluanții deversați cu apele reziduale și cele deversate de agenți economici în afluenții r. Bâc și poluanții aduși apele afluenților r. Bâc direct în albia acestuia. A fost constatat, că cantitatea de poluanți deversați de pe teritoriul or. Chișinău depășește cantitatea poluanților introduși de apele r. Bâc în oraș în anii 1998-2006 de 4,0 ori, iar în perioada 2007-2009 acest raport

constituie 5,91, adică are loc creșterea aportului poluării apelor r. Bâc cu poluanții deversați de pe teritoriul orașului. A fost evaluat că masa de poluanți deversată de pe teritoriul or. Chișinău depășește masa poluanților restanți în apele reziduale epurate la SEB și deversate în r. Bâc în perioada 1998-2006 de 8,26, iar în a.a. 2007-2009 cantitatea de poluanți de pe teritoriul orașului devine egală cu cea restantă în AR epurate la SEB și deversată în r. Bâc, ceea ce se explică prin micșorarea cantităților depunerilor atmosferice. A fost stabilit că aportul poluanților introduși în oraș cu apele r. Bâc în perioada a.a. 1998-2006 depășea în mediu cantitatea celor restanți în AR epurate la SEB de 2,0 ori. Începînd cu a.a. 2007-2009 raportul masei poluanților aduși în oraș cu apele r. Bâc către cantitatea de poluanți deversați de la SEB se micșorează de circa 7 ori ceea ce indică la creșterea gradului de poluare a apei r. Bâc prin poluanții care se devarsă cu AR de la SEB [28].

Calculul cantităților de poluanți aduși cu apele r. Bâc s-a efectuat reieșind din volumul (debitul r. Bâc) în decursul a. 2008, care a constituit 3.784.32 m³. Cantitatea poluanților acumulați în apele r. Bâc pe perioada a. 2008 a constituit 7266,34 t. Cantitatea poluanților scoși din or. Chișinău cu apele râului Bâc a constituit 78458,04 t.

În rezultatul efectului transfrontalier în or. Chișinău în 2008 au avut loc depuneri a 2,67 kg Cd; 3,19 kg Hg; 0,21 kg Pb și 2058,25 t de săruri.

La SEB cu AR în a. 2008 au intrat 144199,68 t poluanți. Au rămas în nămolul activ în rezultatul epurării la SEB 79031,24 t poluanți. Au fost deversate cu AR epurate în r. Bâc 65168,4434 t poluanți. În rezultatul epurării din cantitatea totală a poluanților din AR intrate la SEB au fost înlăturate 54,8 %: în AR intrate la SEB se conțineau 96,17 t MG, au fost captate în nămol - 74,99 t (78%) și deversate cu AR epurate 21,18 t (22%).

Raportul dintre cantitatea poluanților la ieșire din oraș către cele de la intrate indică o creștere următoare: pentru ionii de amoniu - 501 ori, fosfor total - 328 ori, fosfor mineral - 238 ori, mineralizarea - 192 ori, CCO-Cr- 44 ori, cupru - 41 ori ș.a.

Caracteristica ecologică a aerului: Aerul atmosferic, alături de alte componente ale mediului ambiant, are o însemnătate vitală importantă pentru natură. Însă dezvoltarea societății umane, spre regret, duce la crearea unui impact antropic și tehnogen negativ asupra calității aerului. În prezent una din cele mai mari surse de poluare a atmosferei o constituie emisiile de la transportul auto care constituie cca 90-95 % din volumul total al substanțelor poluante ce se degajă în atmosfera urbană [26, 64]. Traficul urban este consumatorul

principal al energiei urbane și sursa majoră a emisiilor de poluanți în aer și a impactului fizic în mediul urban.

Cantitatea totală de poluanți emiși în atmosferă în EUC constituie 91643,97 t, inclusiv de la transportul auto - 87310,13 t (95,27 %). Emisiile întreprinderilor industriale (CET, cazangerii și altele) constituie 4333,84 t (4,73 %), inclusiv CET și cazangeriile 706,80 t (0,77%). Emisiile de la CET-uri și cazangerii în atmosferă au constituit 706,80 t poluanți, din care în rezultatul efectului transfrontalier cu curenții de aer au fost scoase din spațiul ecosistemului urban 530,09 t (cca 75 %).

Așa dar, poluatorul principal al spațiului aerian al ecosistemului este transportul auto, constituind 95,27 % din volumul total de emisii, întreprinderile industriale - 4,73 %, CET și cazangeriile - 0,77 %.

1.2. Studii privind impactul emisiilor auto asupra componentelor vegetale

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 [80, 103, 108, 159].

Cercetări privind influența aerului poluat asupra vegetației au fost efectuate încă în anul 1874 [75].

Impactul poluării asupra plantelor în contextual schimbărilor climatice globale, s-a urmărit prin observarea comportamentului culturilor agricole și a ecosistemelor forestiere din zone poluate [237].

Poluarea aerului, alături de poluarea solului și a apelor, este o problemă de scară internațională care nu cunoaște delimitări naționale sau bariere geopolitice [137]. 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 [128]. 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 [148]. 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 [152]. 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 vătămrile 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 [12].

Bolea V. și Chira D. [12], 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 [75, 161].

Efectul poluării aerului asupra plantelor a făcut obiectul a numeroase studii în laborator și în condiții de teren [122, 124, 160, 184]. Mai mulți parametri au fost examinați la nivel de frunze, care sunt legați cu morfologia de creștere și dezvoltare, fotosinteză și fluorescența clorofilei.

Deși, 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 [73, 124, 131]. Răspunsul plantelor la poluarea aerului depinde de activitatea metabolică și etapa de dezvoltare a țesuturilor, condițiile climatice de sezon [124, 171]. 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 [84, 118, 127, 140, 164].

În lucrarea „Biomonitoring Of Urban Habitat Quality By Anatomical Leaf Parameters In Timișoara” [114] 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 [100, 105, 135, 139, 163]. Mulți autori au stabilit o reducere semnificativă a numărului frunzelor în mediul poluat în comparație cu atmosfera curată [144, 163]. 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* [182]. Lima J.S. ș.a. [124] 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 [115] 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 [110, 153, 181]. 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 [69, 155]. Efectul gazelor atmosferice asupra caracteristicilor stomatice este pe larg documentat și este considerat dependent de poluanții gazoși [121, 149, 154].

Potrivit Dianei Lucia, 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 [41].

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. Aceștia (Bolea V. Surdu A.) au studiat conținutul S, F, Cl, Na, Pb, Cu, Zn și Fe în acele și frunzele arborilor [10, 19, 234].

În anul 2002 apar un alt șir de studii privind biosupravegherea și biodetecția poluării prin analiza frunzelor recoltate de pe o rețea de arbori [12, 13].

Stabilind raportul simptomelor foliare și a conținutului de elemente minerale în frunzele mai multor specii lemnoase și mai puțin arbuștiilor. Autorii [17] 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 amenajști a analizelor foliare pentru ridicarea preciziei cartării staționale.

În cadrul biomonitorizării calității aerului atmosferic în mediul urban în dependență de parametri fiziologici vegetali [114] au fost analizate histoanatomic frunzele a 2 specii de magnoliofite ierboase, 3 specii de pinofite și 14 magnoliofite lemnoase. Cercetările microscopice dezvăluie o tendință de sclerofilie, acumularea polifenolilor în diferite țesuturi și creșterea

numărului de stomate și peri la *Plantago lanceolata* și *Plantago major*. Metaboliții secundari sunt acumulați ca urmare a condițiilor de stres. Impregnarea peretelui celular cu esteri fenolici, suberificarea și lignificarea par a fi răspunsuri de apărare pentru stabilizarea arhitecturii peretelui celular împotriva degradării. Aceste efecte au fost observate în intersecții și de-a lungul marilor artere rutiere ce străbat orașul. Ulterior au fost efectuate studii privind impactul poluării asupra bradului (*Abies alba*) [234].

Prin diagnoze foliare au fost efectuate un șir de cercetări privind starea de nutriție și a echilibrului nutritiv [16, 20, 47]. În rezultat au fost recomandate fertilizările și amendamentele necesare pentru a conferi rezistență speciilor, în condițiile specifice de mediu degradat prin poluare.

Diagnoza foliară, completată cu facilitățile Sistemului Informatic Geografic (SIG) oferă celor care gospodăresc pădurile și zonele verzi urbane sau rurale: o metodă simplă dar precisă de bioevaluare și biosupraveghere în timp a calității aerului, pe tipuri de ecosisteme, pe sectoare topoclimatice, pe cartiere sau pe artere de circulație, o metodă care pune la dispoziția autorităților hărți cu nivele de poluare, de mare utilitate pentru luarea deciziilor; o formă de testare a sensibilității 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 și a reconstrucției 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 redactate 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 [16].

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 organitelor celulare vătămate și de existența mecanismelor de blocare și metabolizare a compușilor toxici [17]. 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 [80] 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., [69] 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 [41].

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 efecutată 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 [45].

Compușii sulfului, azotului, ozonul și metalele grele sunt principalii poluanți atmosferici responsabili de starea de sănătate a arborilor [130].

Gazele acide, cum ar fi SO₂ și NO_x, au fost considerate principalii factori implicați în afectarea coronamentului arborilor și de creștere a acidității solului. [178, 180] 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 [148].

Sauter și Pambor (1989) [158] 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 NO₂. 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% [157].

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 [156].

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 [72]. Aceste depuneri pot avea efecte chimice, fiziologice și/sau fizice asupra vegetației [169]. 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 [96].

Încercări de a evalua efectele emisiilor din trafic asupra pădurilor de molid din Norvegia și Suedia utilizând fotografiile aeriene [94]. 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 [88]. În plus, conținutul de clorofilă furnizează o estimare indirectă a stării nutrienților și este strâns legată de diferite tipuri de stres din plante [97, 102].

Cercetările efectuate în Bulgaria [152] 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 (SO_2), oxizii de azot (NO_x) și 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 [117]. Cantitatea mare de SO_2 gazos cauzează distrugerea clorofilei [172]. Multe cercetări au înregistrat o reducere a conținutului de clorofilă în frunze [114, 117, 169].

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 [71].

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 (NO_2 și 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 industriei afectează în mod negativ aerul înconjurător și producția agricolă [90].

Dioxidul de sulf (SO_2) este absorbit de către plante în principal, prin difuzie gazoasă prin stomate. Unele absorbții de 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 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 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 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 sulfitul [165].

Leziunile cronice se manifestă ca o îngălbenire sau cloroză a frunzei, uneori de la suprafețele inferioare la cele superioare pe frunze largi [82]. La conifere, inițial se produce o culoare galben-verzui a acelor, apoi se schimbă în roșiatic-marونی, începând de la vârfuri și dezvoltând spre bază. Rata metabolismului este redusă în frunzele care prezintă leziuni cronice [244].

Tomas M. D. și colegii au demonstrat că absorbția de SO_2 a fost corelată cu umiditatea [167]. Alți cercetători au demonstrat că prezența SO_2 în aer stimulează deschiderea stomatală sau închiderea acestora, ambele fiind reglate de umiditatea relativă și concentrațiile SO_2 și CO_2 în aerul atmosferic [132-134, 138, 141]. A fost demonstrat la *Vicia faba* (Broad Bean Field) că concentrațiile scăzute de SO_2 au stimulat conductivitatea stomatală în 15 minute de la expunere și că aceasta a persistat timp de câteva zile [78]. Acest lucru s-ar putea datora distrugerii extinse a celulelor epidermice adiacente stomatelor [77]. Concentrațiile ridicate de SO_2 , pe de altă parte, au provocat adesea dezorganizarea ultracelulară severă [76].

Toleranța diferită a speciilor de plante la SO_2 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_2 . Cercetătorii au sugerat că leziunea plantelor de către SO_2 depinde de rata de absorbție a acestuia [87, 166]. Furukawa și colegii au constatat corelații foarte semnificative între leziunea foliară și cantitatea de SO_2 absorbită; plantele sensibile la SO_2 au absorbit cantități mai mari de gaz decât cele rezistente la acestea [99].

Begu A. [5] citează [104, 112, 251] menționând că gradul concentrațiilor toxice de SO_2 în atmosferă pentru o serie de plante agricole și forestiere, la limita de jos a concentrației SO_2 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_2 constituie $0,57 - 0,68 \text{ mg/m}^3$, 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 laricei (*Larix europaea*) a fost dedus că necroza frunzelor se intensifică la gazarea cu SO_2 în concentrație de $0,45 \text{ mg/m}^3$ aer pe parcursul a 2 ore [105].

Absorbția de către plante a dioxidului de azot depinde de deschiderea stomatală, astfel în timpul zilei aceasta este mai mare decât în timpul nopții [119, 186].

Formarea azotatului (NO_3^-) și a nitritului (NO_2^-) a fost demonstrată în plante fumigate cu NO_2 . Nitritul este mai toxic decât azotatul, iar în multe plante este detoxifiat prin mecanisme enzimactice până la o anumită concentrație [142]. Plantele absorb NO_2 mai rapid decât NO deoarece NO_2 reacționează rapid cu apa, în timp ce NO este aproape insolubil [119, 186].

Experimentele de fumigație, efectuate de Yoneyama și colegii, folosind NO_2 au demonstrat că acesta este ușor convertit în NO_3^- și NO_2^- înainte de utilizarea ulterioară în metabolismul plantei [119, 186]. Leziunea NO_2 la plante apare ca urmare a acidifierii, sau datorită procesului de fotooxidare [186].

A fost demonstrat fotosinteza scăzută la expunerea plantelor la NO și NO_2 , chiar și la concentrații care nu produc leziuni vizibile [86, 111, 236]. Efectul combinat al celor două gaze a fost dublu; efectul NO a fost totuși mult mai rapid decât efectul NO_2 [111]. Srivastava și colegii

au demonstrat o scădere a fotosintezei la *Phaseolus vulgaris* care a fost legată de concentrația de NO_2 și de durata expunerii [164]. Zeevaart a menționat pe baza unei vătămări vizibile, că NO_2 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 pigmentii [186].

Acești oxizi, în concentrații mici, determină necrozarea și căderea frunzelor plantelor. Prin expunerea plantelor într-o atmosferă de 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 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 (O_3), similar cu SO_2 , poate da naștere radicalului superoxid (O_2^-), care poate produce și alți radicali cum ar fi $\text{OH}^\cdot$, O_2 și H_2O_2 . Acești radicali pot oxida diferiți metaboliți celulari [70]. Un număr de constituenți ai membranei cum ar fi grupările SH, aminoacizii, proteinele și acizii grași nesaturați sunt afectați de O_3 ca urmare a atacului radicalilor liberi [117]. Efectul O_3 asupra respirației este variabil; poate stimula sau poate inhiba respirația plantelor [73, 130, 170, 239]. Expunerea la ozon a inhibat respirația și a frunzelor de *Nicotiana tabacum* [115]. La *Phaseolus vulgaris*, după 24 ore de expunere la O_3 a apărut o stimulare semnificativă a respirației.

Cercetările denotă pe parcursul anului, 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 [7].

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 SO_2 și NO_2 , dar au fost inhibitate de un amestec al celor două gaze [232]. 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 [146]. 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 [233, 234]. Modificările răspunsurilor stomatelor ar influența absorbția fiecărui poluant din amestecurile poluante. Elkies 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 [95]. În mod similar, absorbția de SO_2 la *Pinus banksiana* și

Betula papyrifera a fost mai mică în plantele tratate cu un amestec de SO₂ și NO₂ decât în cele expuse doar la SO₂ [12].

Efectul unui amestec de poluanți asupra fotosintezei ar putea fi influențat de concentrația de CO₂ din atmosferă. Hou și colegii au observat că la concentrația ridicată de CO₂, fotosinteza în *Medicago sativa* a fost mai puțin inhibată de amestecul de SO₂ și NO₂ decât la o concentrație scăzută de CO₂ [113]. Alte condiții de mediu pot modifica, de asemenea, răspunsul fotosintetic la amestecurile poluante; de exemplu, plantele expuse la un amestec de SO₂ și O₃ 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 [88].

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 [6] 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 vulgaris*, *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") [6]. 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. 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 turchestan, stejarul, teiul cu frunză mare și argintiu, plopul canadian, paltinul de câmp, nukul, liliacul obișnuit, molidul argintiu și pinul negru [47].

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 [32]. 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 (SO_2 , NO_2 : 0,1- 0,2 mg/m^3 aer) cu tendințe spre o zonă cu aer poluat (SO_2 , NO_2 : 0,2-0,3 mg/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 [33].

Ala Donica 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 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_2 , NO_x , cât și cu metale grele (în deosebi 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 [36].

Adam Begu, [5] 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 [3], rezultatele monitoringului biologic activ al calității aerului din mun. Chișinău demonstrează ca sectoarele Centru și Botanica sunt cele mai afectate de emisiile poluante: SO₂, NO_x, 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 SO₂, 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 [21].

1.3 Rolul transportului auto în poluarea aerului atmosferic în ecosistemul urban

Chișinău

Aerul atmosferic, alături de alte componente ale mediului ambiant, are o însemnătate vitală pentru natură. Însă dezvoltarea societății umane, spre regret, duce la crearea unui impact antropic și tehnogen negativ asupra calității aerului.

Calitatea aerului atmosferic în Republica Moldova este influențată de emisiile provenite din trei tipuri de surse de poluare:

Sursele fixe, care includ centralele termoelectrice (CET-urile) și cazangeriile, întreprinderile industriale în funcțiune;

Sursele mobile, care includ transportul auto, feroviar, aerian, fluvial și tehnica agricolă;
Sursele transfrontaliere [2].

Conform [54], 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, aldehyde – 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 [55], 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 [54].

Monitorizarea calității aerului atmosferic este efectuată de către Serviciul Hidrometeorologic de Stat prin intermediul posturilor sale staționare (6 posturi). Conform rapoartelor anuale ale acestei instituții, dinamica nivelului de poluare a atmosferei cu principalele substanțe nocive pe parcursul anilor 1993-2015 este indicată în fig. 1.4.1.

Schema amplasării posturilor staționare în or. Chișinău și cantitatea principalilor poluanți (fig. 1.4.1) ne mărturisește că concentrația de substanțe nocive determinate nu depășește concentrația maximă admisibilă la posturile de monitorizare pentru majoritatea componentelor. Doar dioxidul de azot depășește CMA la toate posturile. Cele mai mari depășiri a NO₂ se înregistrează la postul nr. 6 (0,08 mg/m₃) pentru anul 2011 și 0,07 mg/m³ pentru anii 2012-2015) care se află pe strada Fântânilor și postul nr. 4 (0,06-0,07 mg/m₃)

care este amplasat pe str. Uzinelor 1. Aceasta poate fi explicat prin faptul că sunt amplasate în centrul oraşului unde intensitatea traficului rutier este mare. Un alt factor al concentraţiei sporite a NO_2 la postul 6 este şi apropierea nemijlocită de gara feroviară şi depoul feroviar, iar postul 4 se află în imediata apropiere de CET 1, care pe timp de iarnă este în funcţiune.



Fig. 1.4.1 Schema amplasării posturilor staţionare în or. Chişinău şi cantitatea principalilor poluanţi

În ecosistemul urban Chişinău concentraţia monoxidului de carbon este în continuă scădere începând cu anul 2007. Cea mai mare concentraţie ($2,2 - 2,4 \text{ mg/m}^3$) a fost înregistrată în anii 2005 respectiv 2007, însă nu a depăşit CMAmd ($3,0 \text{ mg/m}^3$), apoi concentraţia scade treptat până la $0,7 \text{ mg/m}^3$ în anul 2013, urmată de o uşoară creştere până la 1,016 în anul 2015 (Fig. 1.4.2). Concentraţia CO în aerul atmosferic la toate posturile staţionare este aproximativ egală ($1,0 \text{ mg/m}^3$).

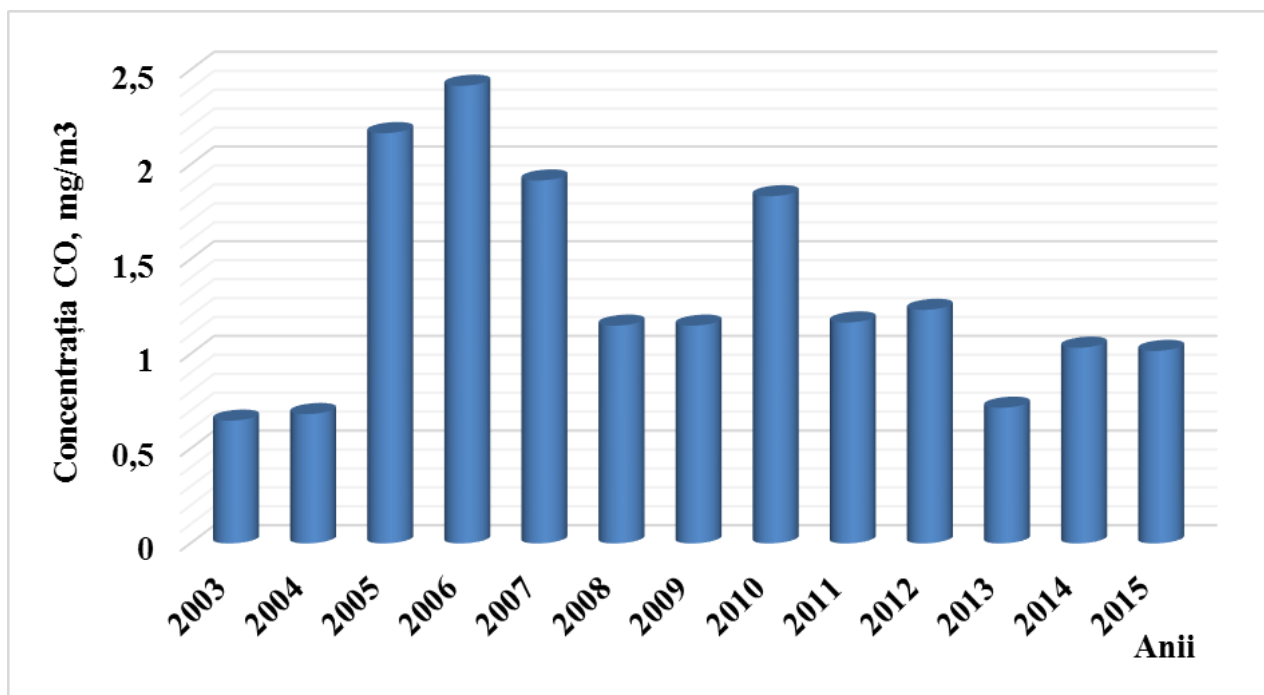


Fig. 1.4.2. Concentrația monoxidului de carbon în mun. Chișinău (2003-2015)

Cea mai mare concentrație a dioxidului de sulf pentru perioada cercetată (2003-2015) a fost înregistrată în anii 2008 de 0,01 mg/m³ și 0,0095 mg/m³ în 2012 (Fig. 1.4.3).

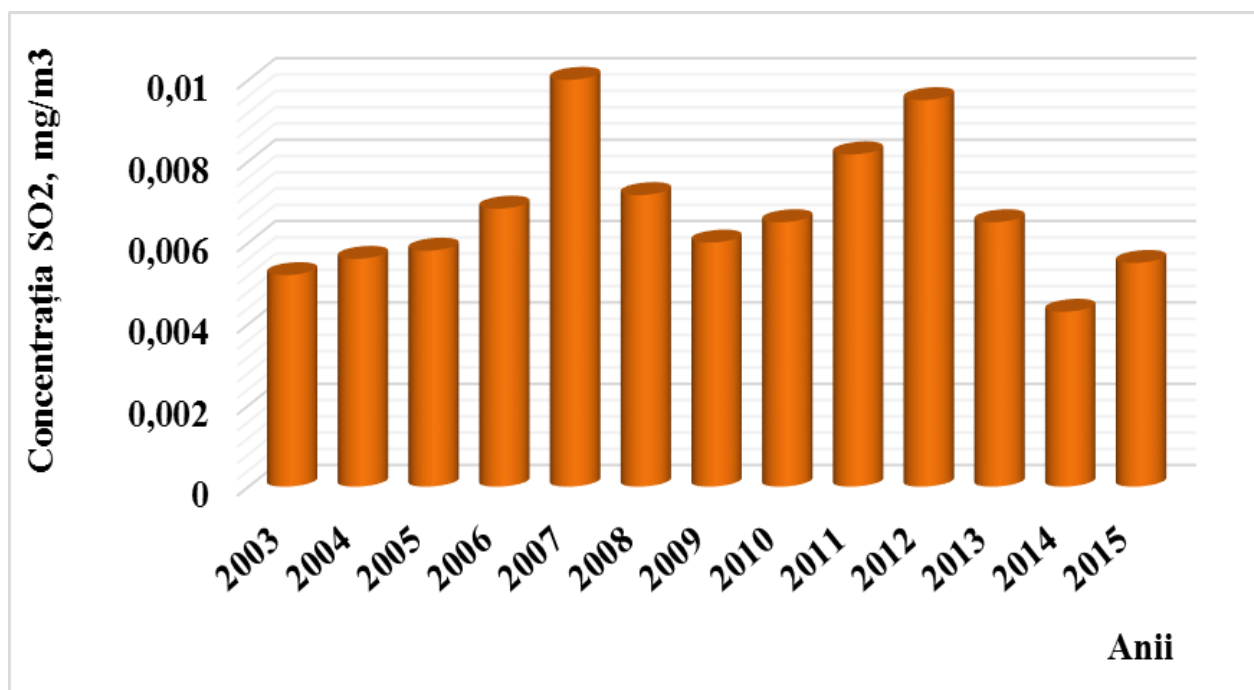


Fig. 1.4.3 Concentrația dioxidului de sulf în mun. Chișinău, perioada 2003-2015

Concentrația dioxidului de sulf înregistrează un trend ascendent cu „salturi” în anii 2007 și 2012. CMAMd (0,05 mg/m³) pentru acest poluant nu a fost depășit. Posturile

staționare unde s-au înregistrat cele mai mari concentrații sunt: str.Uzinelor 171 ($0,011\text{mg/m}^3$); str. Fântânilor ($0,009\text{ mg/m}^3$) și str. Uzinelor 1 ($0,007\text{ mg/m}^3$) [54]. Această situație considerăm că se datorează surselor mobile de transport (auto și feroviar).

Concentrația maximă a suspensiilor solide pe teritoriul mun. Chișinău a fost înregistrată în anul 2006 de $0,11\text{ mg/m}^3$ (Fig. 1.4.4). CMA md ($0,15\text{ mg/m}^3$) nu a fost depășită.

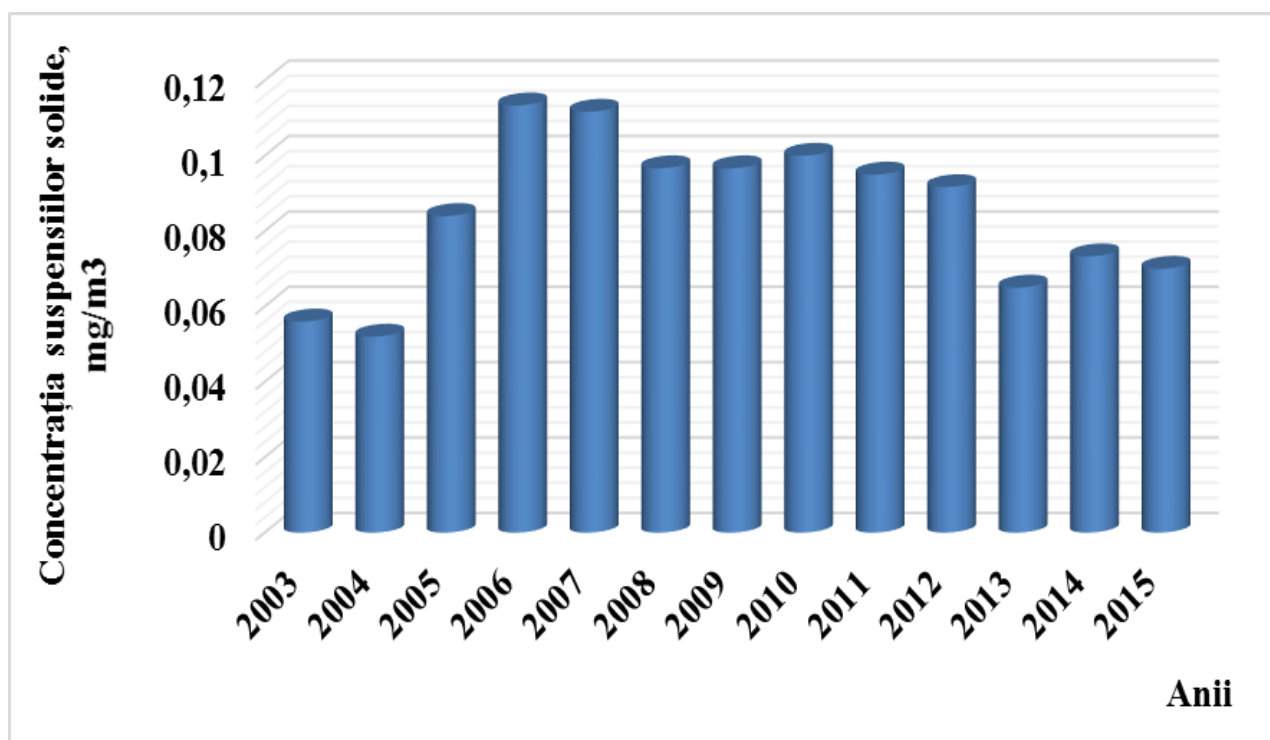


Fig. 1.4.4 Concentrația suspensiilor solide în mun. Chișinău, perioada 2003 – 2015.

Începând cu anul 2006 concentrația acestuia scade treptat, astfel în 2015 s-a înregistrat $0,07\text{ mg/m}^3$. Cele mai sporite concentrații au fost înregistrate la posturile de la str. Fântânilor ($0,04\text{mg/m}^3$), Grenoble 259 și Calea Ieșilor 21 ($0,03\text{ mg/m}^3$). Considerăm că concentrația suspensiilor solide la posturile susmenționate este influențată în mare parte de factorul natural – vântul cu predominare din direcția N-NV unde sunt situate parcuri și terenuri extravilane.

Concentrația dioxidului de azot în perioada anilor 2013 – 2015 este în continuă creștere de la $0,04$ la $0,06\text{ mg/m}^3$ (Fig. 1.4.5). Pentru perioada 2010 – 2015 s-a înregistrat depășiri de CMA md ($0,04\text{ mg/m}^3$).

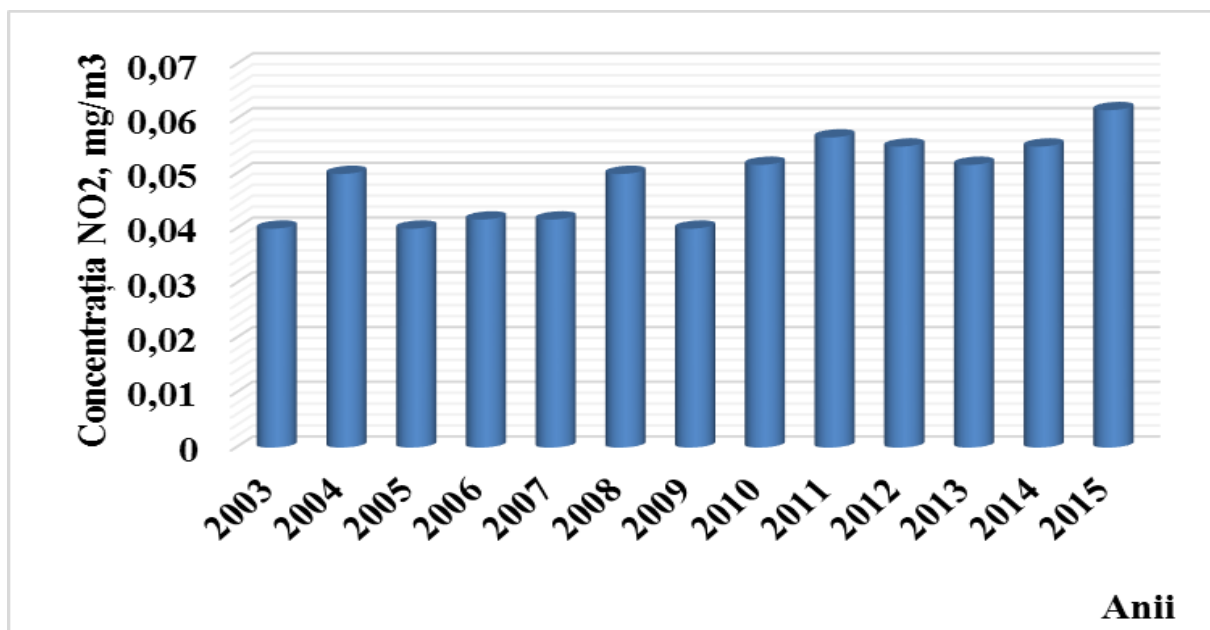


Fig. 1.4.5 Concentrația dioxidului de azot în mun. Chișinău, perioada 2003 – 2015.

Concentrațiile maxime au fost înregistrate la posturile staționare de la str. Fântânilor (0,09 mg/m³) și str. Calea Ieșilor 21 (0,07 mg/m³).

Aldehida formică a înregistrat creșteri a concentrației în perioada anilor 2003 – 2012 de la 0,005 la 0,018 mg/m³.

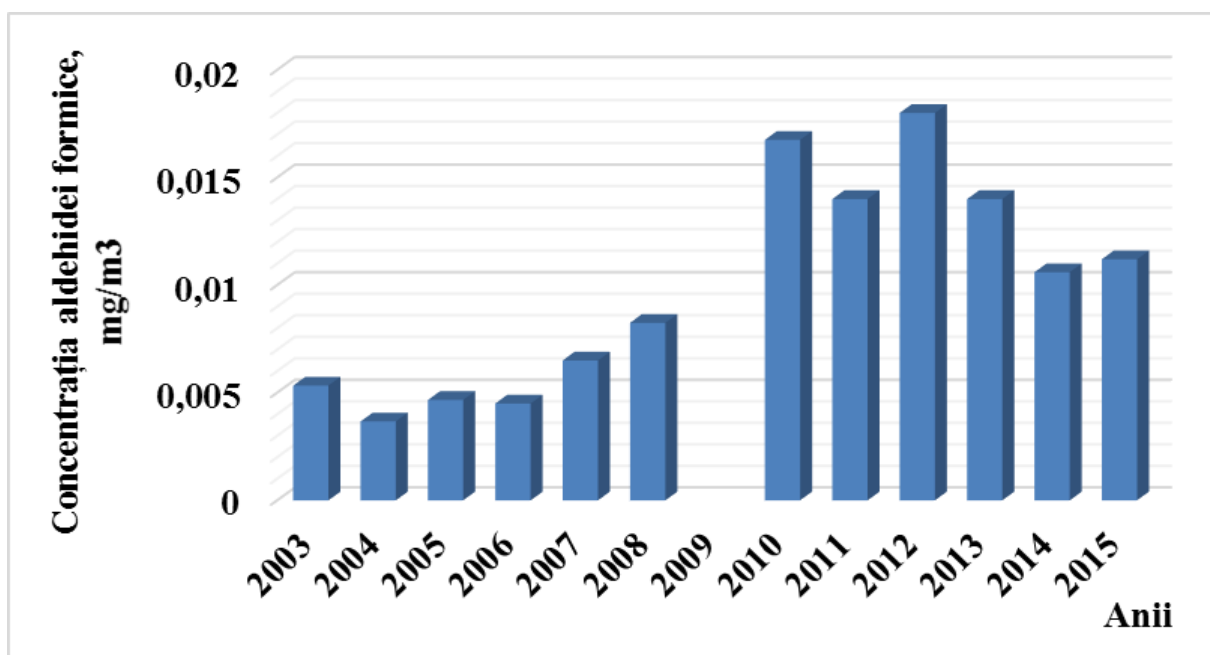


Fig. 1.4.6 Concentrația aldehidei formice în mun. Chișinău, perioada 2003 – 2015

În anul 2009 Serviciul Hidrometeorologic de Stat nu a monitorizat acest poluant în aerul atmosferic. Începând cu anul 2013 concentrația formaldehidei scade de la 0,14 mg/m³

la 0,11 mg/m³ în anul 2015. CMA md (0,003 mg/m³) este depășită pentru toate posturile de monitorizare.

1.4 Concluzii la capitolul I

1. Evaluarea stării ecologice referitoare la poluarea mediului în mun. Chișinău, efectuată în prezenta lucrare (conform datelor Serviciului Hidrometereologic de Stat), demonstrează actualitatea și importanța cercetării privind impactul antropic asupra componentelor de mediu (aer, apă, sol, biotă).

2. A fost identificată sursă principală de poluare a aerului atmosferic din ecosistemul urban Chișinău care este transportul auto căruia îi revine 88-96% din emisii.

3. Concentrațiile majorității poluanților atmosferici înregistrate de Serviciul Hidrometeorologic de Stat sunt în descreștere, doar NO₂ în creștere. Depășiri de CMA au fost atestate pentru NO₂ și aldehida formică.

4. Analiza surselor bibliografice relevante la tema tezei a permis de a formula **problema de cercetare** a prezentei lucrări care constă în evaluarea impactului emisiilor auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău

Direcțiile de soluționare. Rezultatele privind evaluarea impactului ecologic al transportului auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău vor servi ca bază științifică în elaborarea studiilor în cadrul altor ecosisteme urbane.

Scopul prezentei lucrări constă în evaluarea consecințelor influenței emisiilor auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău.

Obiectivele cercetărilor au fost următoarele:

1. Studiul infrastructurii și funcționării transportului urban ca factor generator de emisii cu impact asupra ecosistemelor din mun. Chișinău;

2. Stabilirea cotei transportului auto, caracterizarea cantitativă și calitativă a emisiilor de gaze de eșapament și impactul asupra componentelor ecosistemului urban Chișinău;

3. Relevarea (evidențierea) datelor privind emisiile traficului auto pe principalele artere rutiere ale or. Chișinău;

4. Evaluarea impactului emisiilor auto în baza parametrilor fiziologici și biochimici în frunzele unor specii de arbori și plante decorative din ecosistemul urban Chișinău.

2. MATERIALE SI METODE

În prezenta lucrare sunt expuse rezultatele investigațiilor științifice personale efectuate pe parcursul anilor 2012-2015 în laboratorul „Ecourbanistică” al Institutului de Ecologie și Geografie și deasemenea unele lucrări efectuate în comun cu colegii. Unele investigații au fost efectuate cu sprijinul colegilor din Direcția Monitoring al Calității Mediului din cadrul Serviciului Hidrometeorologic de Stat, iar diversitatea floristică a fost efectuată sub îndrumarea dnei dr. Nadejda Grabco, Univesitatea de Stat din Moldova. Pe această cale vreau să le aduc mulțumiri deosebite.

2.1. Obiectul de studiu, așezarea geografică, cadrul natural

În calitate de obiect de studiu a servit Ecosistemul Urban Chișinău (EUC). Sistemul ecourban Chișinău este amplasat în partea centrală a RM. Limitele extreme ale sistemului ecourbanistic posedă următoarele coordonate topografice: la nord - 47°04'47" lat. N; la sud - 46°55'14" lat. N; la vest - 28°44'42" long. E; la est - 28°58'18" long. E. Suprafața teritoriului constituie aproximativ 220 km² [247].

În limitele mun. Chișinău și în preajma lui sunt larg dezvoltate procesele de formare a reliefului - procesele de erodare și alunecări de teren ce aduc la complicarea construirii și exploatării clădirilor și construcțiilor [258].

EUC ca și tot teritoriul RM e așezat în regiunea seismică Carpatică și este supus cutremurelor de pământ. Conform raionării seismice se găsește în raionul cu seismicitate de 7 grade pe scara Richter [257].

Clima. Clima mun. Chișinău este temperat - continentală, cu ierni relativ blânde și cu puțină zăpadă, cu veri lungi și cu umiditate redusă. În mediu pe an se înregistrează 2132 ore cu soare.

Vara este caldă, secetoasă, se începe în mediu la 10 mai. Vara este cel mai îndelungat anotimp (134 zile), însă durata anotimpului poate să varieze de la 96 până la 172 zile. Cea mai caldă lună - iulie (21,4°C). În unele zile ale anotimpului temperatura aerului poate să se ridice până la 39°C, numărul zilelor cu temperatura 25 și 30°C (și mai sus) constituie corespunzător 70 și 20. Acest regim de temperaturi creează disconfort pentru om. În iulie zilele calde și înăbușitoare se țin aproape pe parcursul lunii. Precipitațiile medii anuale variază între 543 și 617 mm.

Pentru anotimpul de iarnă este caracteristic un timp nestabil (variabil). Numărul mediu a zilelor cu dezgheț în timpul iernii constituie 58, însă poate varia de la 23 până la 76 zile. Perioadele cu temperatura aerului – 15-25⁰C și mai jos de obicei se observă destul de des. Pentru toamnă și primăvară este caracteristic un timp nestabil (nestatornic). Valorile temperaturilor medii pe an în mun. Chișinău - 9,5⁰C.

Râurile și bazinele de apă. Râul principal, ce curge pe teritoriul mun. Chișinău, este r. Bâc cu 9 afluenți. Scurgerea naturală anuală a r. Bâc în mun. Chișinău (raionul Vesterniceni, 1914-1962) variază de la 2,24 până la 170,41 mln. m³/an.

În prezent în oraș există 18 bazine artificiale de apă, diferite după mărime. Lacul Valea Morilor are un volum mai mare de 1mln. m³ și se atribuie la categoria bazinelor mici. Iazuri mari (cu volumul 300 mii m³) sunt 3; medii (cu volumul 100-300 mii m³) – 4; mici (până la 100 m³) - 10. Volumul total a bazinelor din oraș în prezent constituie 3,4 mln. m³, suprafața totală a oglinzii de apă – 121 ha. Lungimea liniei de mal a tuturor bazinelor – 18,7 km.

Bazinele orașului sunt amplasate la periferie: în sectorul Botanica - 6 bazine, Sculeni - 4, Rîșcani - 3, Buiucani - 1 (cel mai mare bazin Valea Morilor).

Solul. 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 ale municipiului ele sunt puternic transformate, ce permite, în general, să fie clasificate ca antropogene.

Conform raionării geobotanice a Moldovei [254] teritoriul Chișinăului și suburbiilor lui este situat în zona frontierei a două regiuni: regiunea europeană de pădure foioasă (regiunea pădurilor foioase a Codrilor) și regiunea mediterană de pădure (regiunea dumbravelor subaride de gârneț din sudul Moldovei).

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.

Conținutul humusului care variază de la 1,0 % până la 12,9 % în solurile din raza orașului este de 2-3 %, ceea ce demonstrează prezența solurilor antropizate în EUC.

Radiația solară. Conform hărții „Global irradiation and solar electricity potential”, autori Suri M., Cebecauer T. ș.a 2001-2008, radiația solară pentru întreg EUChișinău este de 1450 Kwh/m²,

2.2. Metode de cercetare în teren.

Pentru evaluarea impactului transportului auto asupra vegetației din EUC a fost determinat conținutul pigmentilor asimilatori (clorofila „a” și „b”), conținutul azotului și a sulfului total în frunzele verzi și uscate ale aceluiași arbori. Probele de material foliar au fost colectate din arborii plasați în liniamente stradale și Grădina Botanică (martor), unde au fost selectați arbori din speciile care se găsesc în toate locațiile de cercetare (Fig. 2.2.1).

Recoltarea probelor de frunze/ace verzi a fost efectuată de pe arborii ce nu prezintă vătămări produse de insecte sau ciuperci, conform ICP Forest [240]. Acestea au fost colectate din partea de mijloc a ramurilor din anul 2014, situați în treimea superioară a coroanei. Recoltarea probelor s-a realizat în perioada în care frunzele au fost complet dezvoltate, în cazul nostru probele supuse determinării concentrației de sulf și azot total au fost colectate în august – septembrie.

Au fost selectate pentru recoltare două ramuri de 0,5 m lungime din fiecare arbore selectat, din care au rezultat aproximativ 30 de frunze (50 de grame de substanță uscată).

Transportarea lor în laborator, unde a urmat analiza chimică, frunzele au fost colectate în pungi de polietilenă, care au fost perforate (pentru a se evita încingerea lor), s-au etichetat și s-au păstrat în locuri uscate și umbrite. Pe etichetele introduse în pungi s-a înscris: data recoltării, denumirea locației, specia, ect.

Frunzele uscate au fost colectată ținându-se cont de specia arborelui din locația experimentală. Proba medie constă din cel puțin 5 probe individuale. Acestea au fost

colectate în urma căderii aleatorii a frunzelor sub coronamentul arborelui. S-au etichetat și păstrat în pungi de plastic deschise.

Cercetarea influenței gazelor de eșapament asupra algoflorei s-a efectuat conform schemei: proba medie de apă colectată din lacul Valea Morilor a fost împărțită în trei recipiente a câte 1,0 l. În primul recipient algele au fost fixate cu soluție de formalină de 4%. După fixare probele au fost lăsate la întuneric 14–21 de zile pentru sedimentare, apoi prin sifonare s-a eliminat supernatantul și proba a fost transferată într-un vas cu un volum mai mic și supusă microscopierii [192].

În recipientul doi, apa cu fitoplancton a fost barbotată cu aer, iar în recipientul trei cu gaze de eșapament în același volum – timp de o săptămână.

Ambele recipiente au fost expuse la lumină continuă cu intensitatea de aproximativ 1000 lx. La sfârșitul experimentului s-a stabilit componența floristică și biomasa algelor, analogic primului recipient.

Schema amplasării stațiilor de observații

Pentru realizarea sarcinilor trasate a fost elaborată schema amplasării stațiilor de cercetare din cadrul EUC. 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).

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, punctele de observații (Fig. 2.2.1) 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.

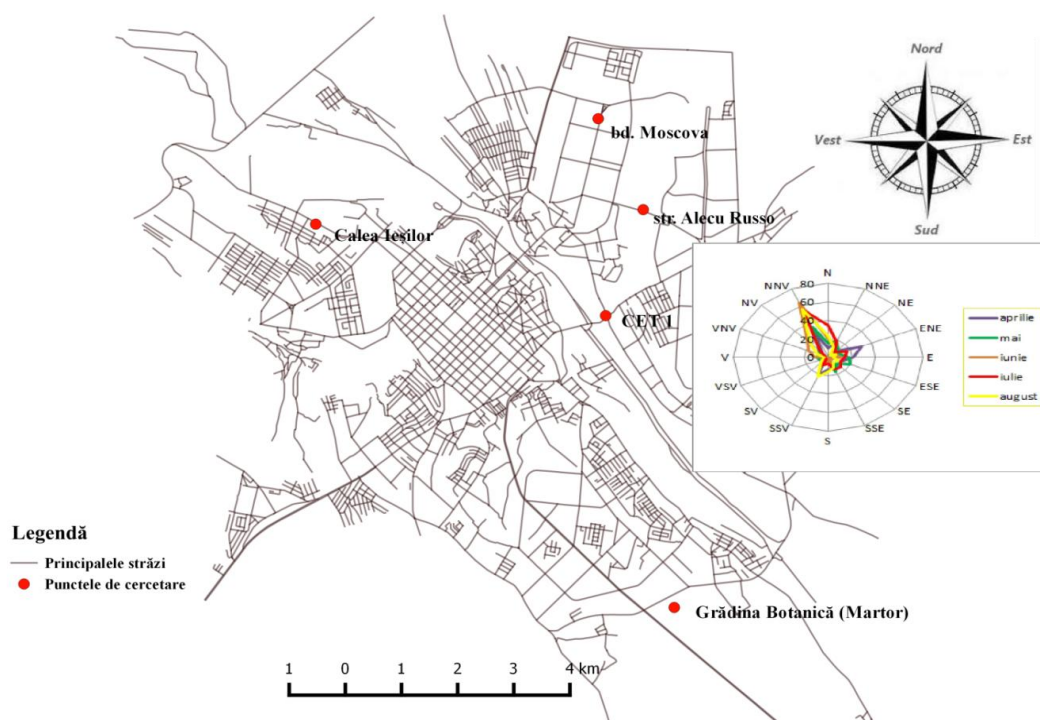


Fig. 2.2.1 Stațiile de cercetare din cadrul EUC

Cercetările în teren privind analiza structurii taxonomice au fost efectuate după metoda transectelor liniare, care constă în notarea succesiunii fitoindivizilor de-a lungul unei linii sau a unei bande, a cărei lungime se stabilește în funcție de tipul de vegetație studiat [34]. Determinarea speciilor de plante superioare s-a efectuat conform lucrărilor [30, 43].

2.3. Metode de cercetare în laborator

În lucrarea dată s-a dorit de a demonstra impactul emisiilor auto și asupra speciilor de plante decorative care se întâlnesc frecvent în liniamentele stradale, parcuri, scuaruri, etc. Astfel au fost selectate două specii: *Salvia splendens* J.A. Schultes și *Tagetes erecta* L. care

au fost cultivate în camere speciale, izolate unde compoziția aerului era modificată prin amestecarea cu emisii auto în proporții diferite: varianta 1 – 100% aer; varianta 2 – 50 % aer: 50% emisii auto și varianta 3 - 100% emisii auto. Experiențele au fost efectuate în baloane din plastic timp de 7 zile la lumină artificială de aproximativ 1000 luxi (Fig. 2.3.1) pentru a crea o iluminare aproximativ egală cu cantitatea medie de lumină a zilei. Emisiile au fost colectate într-un balon gonflabil cu ajutorul unei pompe speciale de la automobil cu motor diesel în regim de repaus.

Dat fiind faptul că principalii poluatori ai atmosferei sunt orașele, iar contribuția acestora în poluarea corpurilor de apă cu nutrienți în ultimii 40 de ani a crescut de 12 ori [23], ne-am propus să cercetăm influența emisiilor generate de transportul auto asupra comunităților algale din apa lacului Valea Morilor mun. Chișinău sub acțiunea gazelor de eșapament și influența acestora asupra productivității speciei de alge *Scenedesmus acutus* Meyen.

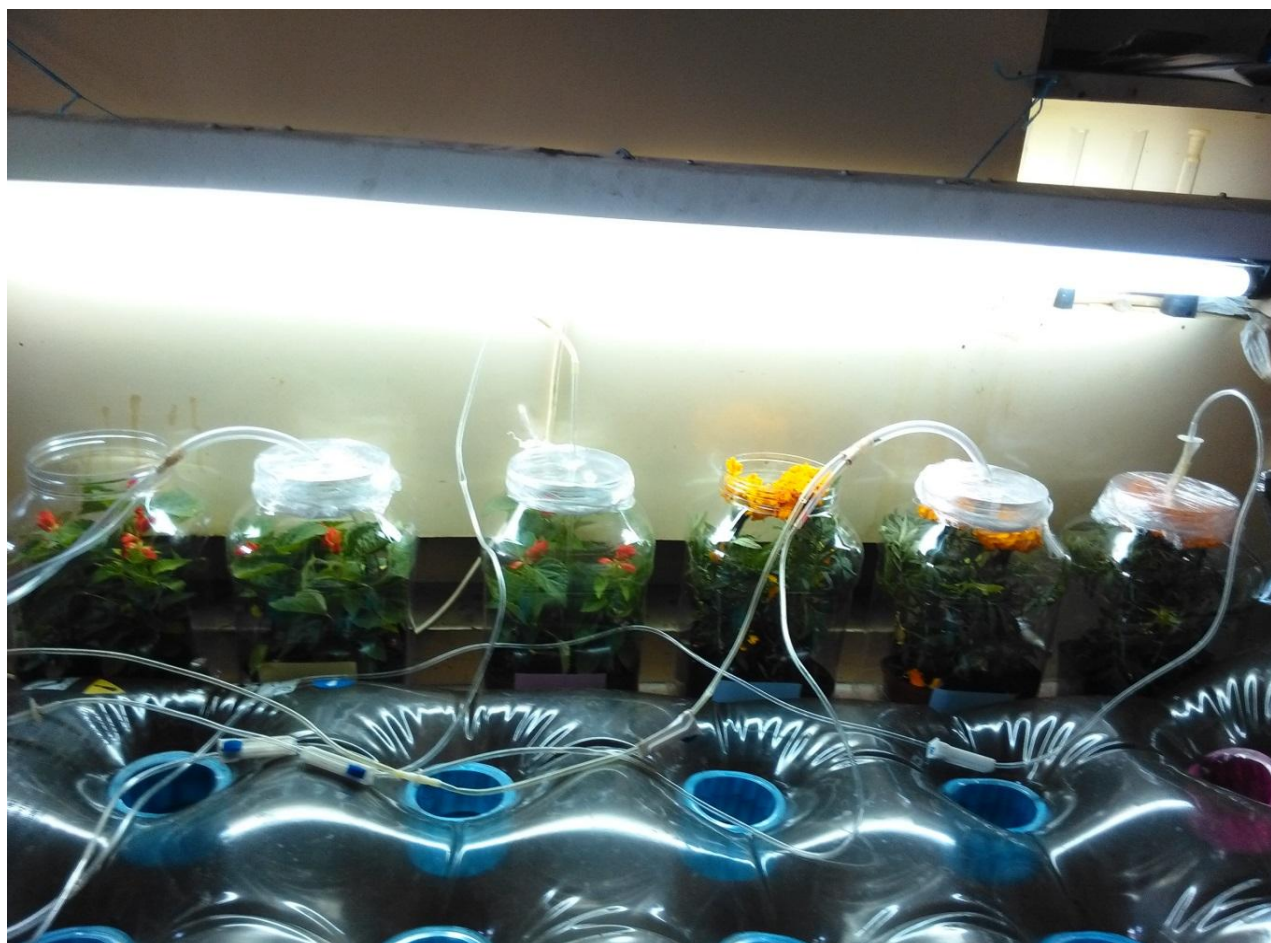


Fig. 2.3.1 Modelul influenței emisiilor auto asupra plantelor vasculare

Pentru a stabili impactul emisiilor auto asupra unor hidrobionți (alge) au fost efectuate experimente în laborator. Au fost trecute emisiile auto cu ajutorul unui microcompresor cu viteza de 1,5 litri pe oră în sticle Drexel în care era cultura de alge special pregătită pentru experiment fiind expuse la lumina constantă de 1000 luxi (Fig. 2.3.2).

Experimentul în permanență a fost efectuat în două variante: varianta martor și varianta experiment.

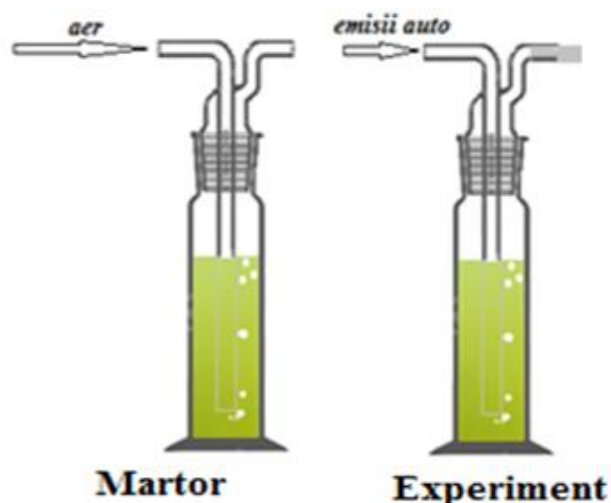


Fig.2.3.2 Schema experimentului influenței aerului asupra productivității culturii de alge

Pentru a demonstra că unul dintre componentele gazelor de eșapament, care favorizează dezvoltarea algelor, este bioxidul de carbon, s-a recurs la cultivarea algelor și barbotarea cu emisii auto din care CO_2 a fost înlăturat prin trecerea acestora prin soluție absorbantă de hidroxid de sodiu.

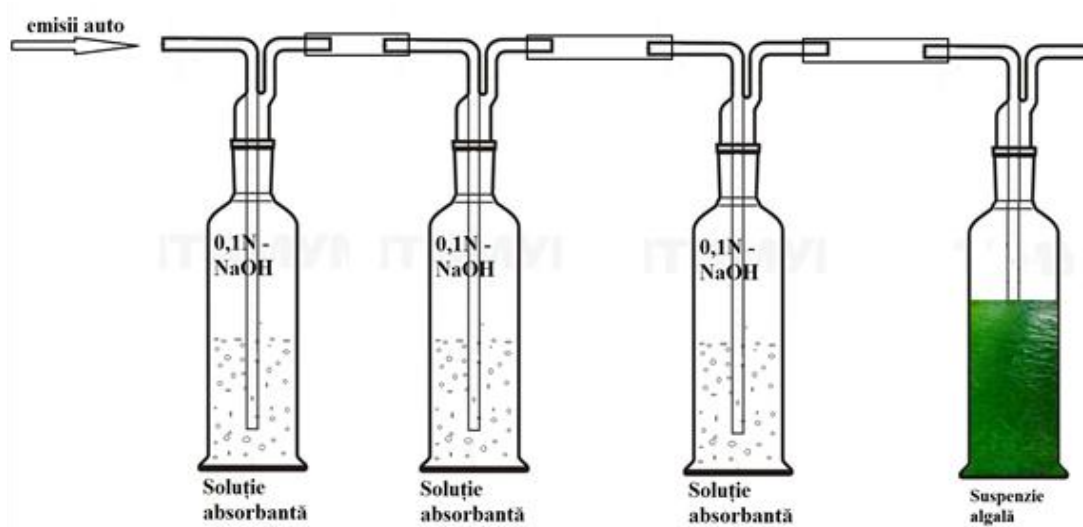


Fig. 2.3.3 Schema experienței de înlăturare a CO_2 din emisiile auto.

Experimental s-au stabilit condițiile (viteza fluxului de emisii, volumul soluției absorbante) în care tot bioxidul de carbon din emisiile auto era reținut de către soluția absorbantă pe durata de timp necesară efectuării experimentului (6-7 zile) (Fig. 2.3.3)

Apartenența taxonomică a speciilor de alge a fost efectuată după determinatoarele: **Cianofitele** – Голлербах М.М. [198], Н.В. Кондратьева. [204]; **Euglenofitele** - Попова Т. [216], Э. И. Ветрова. [192]; **Clorofitele** - Царенко П. [221], Дедусенко–Щеголева Н. Т. și Матвиенко А. [201], Юнгер В. П. [225], Коршиков О. А. [206], Паламарь–Мордвицева. Г. М. [215], Мошкова Н. О. [212], Herausgegeben von H. Ettl [109], А. Э. Эргашев [224];

Clasificarea taxonomică a fost efectuată după *Algae of Ukraine: Diversity, Nomenclature...*-Tsarenko et. al. [173].

Efectivul numeric al algelor a fost determinat cu ajutorul camerei Goreaev. Pentru a determina mediile aritmetice au fost făcute cel puțin 10 repetări.

Biomasa algală a fost calculată pe baza volumului fiecărei celule în parte [218].

Conținutul total de apă și substanță uscată a materialului investigat a fost determinat conform metodei clasice Boldor și Raianu, (1983) [9].

Masa absolut uscată s-a determinat prin uscarea masei vegetale în dulapul de uscare la temperatură de 100 - 105° C până la masa constantă.

Determinarea conținutului de clorofilă din frunze/ace a fost efectuată prin spectrometria extrasului alcoolic [125].

Pentru asigurarea extragerii maxime a pigmentilor a fost mărunțit materialul foliar din fiecare pungă de polietilenă cu ajutorul unui-i foarfece. A fost făcută proba medie, iar din aceasta a fost cântărit la cântarul analitic 0,5g material foliar pentru marunțirea ulterioară cu ajutorul mojarului. După marunțire pigmentii asimilatori au fost extrași în alcool etilic 96% la temperatura de 65°C.

Măsurările privind conținutul pigmentilor au fost efectuate la spectrofotometru СФ 46 ЛОМО la următoarele lungimi de undă:

- 665 nm pentru clorofila „a”,
- 649 nm pentru clorofila „b”.

Concentrațiile au fost calculate în baza următoarelor formule [125]:

Clorofila „a” = $[(13,95 \cdot A_{665} - 6,88 \cdot A_{649})/d \cdot 1000 \cdot W] \cdot V \cdot D$ mg/g substanță proaspătă;

Clorofila „b” = $[(24,96 \cdot A_{649} - 7,32 \cdot A_{665})/d \cdot 1000 \cdot W] \cdot V \cdot D$ mg/g substanță proaspătă.

Unde:

A - absorbanța la lungimea de undă indicată;

V - volumul total al extractului (ml);

D - coeficientul de diluție;

W - masa inițială a materialului vegetal (g);

d = grosimea cuvei (1 cm);

1000 = factor de conversie μg în mg.

Determinarea concentrației de sulf în frunze și litieră a fost efectuată conform FOCT 26426 – 85 [256] în cadrul Direcției Monitoring al Calității Mediului al Serviciului Hidrometeorologic de Stat.

Metoda constă în precipitarea ionilor SO_4 în mediu de acid clorhidric, cu clorură de bariu și cântărirea precipitatului de sulfat de bariu format (1).



Se măsoară un anumit volum de extract apos conținând circa 0,05 – 0,5 miliechivalenți de ioni de sulfat și se diluează la 100 – 200 ml:

Se adaugă 2 -3 picături de metiloranj și circa 10 ml acid clorhidric 10%;

Se încălzește la fierbere și se tratează cu soluție fierbinte de clorură de bariu 10% adăugată picătură cu picătură pînă nu se mai observă formarea precipitatului și se mai adaugă circa 1 ml în exces;

Se lasă apoi paharul acoperit cu sticlă de ceas pe baia de apă pentru precipitarea completă a sulfatului de bariu;

Se filtrează cantitativ pîntr-un filtru cu porozitate mică. În cazul cînd se observă trecerea cristalelor de sulfat de bariu în filtrat, acesta se acidulează cu acid clorhidric 10%, se încălzește pînă la fierbere și se filtrează din nou pe aceeași hîrtie de filtru;

Precipitatul de pe filtru și paharul se spală bine cu apă caldă acidulată cu acid clorhidric 10% pînă cînd filtratul nu mai dă reacție pentru Ba^{2+} cu acidul sulfuric;

Filtrul cu precipitatul se pune într-un creuzet de porțelan adus în prealabil la greutate constantă și se usucă la etuvă la 105°C;

După uscarea precipitatului se calcinează în cuptor la o temperatură de cel mult 750°C până la greutate constantă (circa 30 min.);

Se răcește creuzetul în exicator și se cântărește;

Rezultatul se calculează în procente de SO₄ după relația (2):

$$SO_4 = \frac{m_i \cdot 0,4114 \cdot V}{m \cdot v} \cdot 100 \quad (2)$$

în care:

m_i – masa precipitatului de sulfat de bariu în creuzet;

0,4114 – factor pentru transformarea cantității de precipitat în g SO₄;

V – volumul total al extractului apos (ml);

v – volumul de extract apos folosit în analiză (ml);

m – masa probei luată pentru obținerea extractului apos (g);

100 – factor pentru raportarea procentuală.

Determinarea concentrației de azot total în frunze și litieră a fost efectuată conform GOST 26107 - 84, pct. 4 [255].

Metoda constă în dezagregarea (mineralizarea) probei cu acid sulfuric concentrat, când azotul din combinațiile organice este eliberat și trecut sub formă de sulfat de amoniu. Acesta prin tratare cu o bază puternică pune în libertate amoniac ce este eliminat din soluție prin distilare și captat într-o soluție de acid sulfuric 0,1 N adăugat în exces. Prin titrarea excesului de acid sulfuric cu hidroxid de sodiu 0,1 N se poate calcula conținutul de azot din proba de analizat.

Modul de lucru:

Dezagregarea probei se efectuează prin mojarare și se cerne printr-o sită cu diametrul ochiurilor de 1 mm. - Se cântărește 1 g de probă, se introduce într-un balon Kjeldahl de 100 ml.

Se adaugă 10 ml acid sulfuric conc. astfel ca particulele de probă rămase pe pereții vasului să fie antrenate de acidul sulfuric;

Se adaugă câteva cristale de sulfat de cupru și 2 g sulfat de potasiu după care conținutul balonului se amestecă până când se umectează toată proba;

Se astupă balonul cu o pîlnie sau o pară de sticlă și se pune la fiert pe o baie de nisip așezat în poziție înclinată. La început încălzirea se face încet apoi flacăra se mărește pentru ca fierberea să se facă în clocot;

Dezagregarea se face sub nișă și durează cîteva ore. Reacțiile de mineralizare se consideră terminate cînd remediul din balon are culoarea nisipului iar lichidul supernatant este limpede și incolor.

Distilarea amoniacului se face de obicei cu ajutorul aparatului Parnass-Wagner și se procedează astfel:

- după răcirea balonului Kjeldahl, se spală pîlnia cu apă distilată, apele de spălare fiind prinse în același balon și se răcește din nou conținutul balonului;

- se trece cantitativ soluția în balonul de distilare prin pîlnie, spălînd balonul Kjeldahl de cîteva ori cu porțiuni mici de apă distilată, avînd grijă ca lichidul să nu ocupe mai mult de jumătate din capacitatea balonului de distilare;

- nu este necesar ca reziduul din balonul Kjeldahl să fie trecut în balonul de distilare, însă trebuie bine spălat;

- se pipetează 5-10 ml acid sulfuric 0,1 N, se introduc într-un vas conic de 100 ml împreună cu 2 picături de roșu de metil și se așează vasul sub refrigerent în așa fel încît capătul acestuia să intre în soluție, pentru a se evita pierderile de amoniac. Dacă este nevoie se adaugă puțină apă distilată;

- se toarnă în balonul de distilare cîteva picături de fenolftaleină și hidroxid de sodiu 33% în exces, soluția capătînd o culoare violacee;

- se dă drumul la apă în refrigerent pentru răcire;

- se aprinde becul de gaz și distilarea începe odată cu formarea unei mari cantități de vapori;

- în timpul distilării robinetele aparatului trebuie să fie închise, pentru a se evita pierderile de azot. Distilarea durează circa 15-20 min.

- se scoate apoi balonul în care s-a prins amoniacul spălînd cu apă distilată capătul refrigerentului și se titrează cu hidroxid de sodiu 0,1 N în prezența indicatorului roșu de metil, cînd culoarea trece din roșu în galben.

Calculul rezultatului

Conținutul procentual de azot se calculează astfel (3):

$$N\% = \frac{(v1 \cdot f1 - v2 \cdot f2) \cdot 0,0014}{m} \cdot 100 \quad (3)$$

în care:

v1 - volumul de acid sulfuric 0,1 N în care s-a prins amoniacul (ml).

f1 - factorul acidului sulfuric 0,1 N.

v2 - volumul de hidroxid de sodiu 0,1 N.

f2 - factorul soluției de hidroxid de sodiu.

0,0014 - factor pentru transformarea volumului de acid sulfuric 0,1 N în grame azot.

100 - pentru raportare procentuală.

m - proba de sol analizată - g

Prelucrarea statistică a rezultatelor. Prelucrarea statistică rezultată în urma determinărilor analitice de laborator, care cuprinde 56 de analize a azotului și sulfului total în componentele biotice (material foliar și litieră) ale stațiunilor studiate din cadrul EUC. Prelucrarea statistică a fost efectuată cu ajutorul programului MO Excel 2007, folosind funcțiile: amplitudinea (valorile minime și maxime) – MIN și MAX, media aritmetică – AVERAGE, diferența minimal admisibilă (DMS).

Calcularea emisiilor auto în baza consumului de combustibil a fost efectuată conform EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook, 2013, nivelul II [238]. Astfel transportul auto este clasificat în 4 categorii:

Codul NFR	Tipul de transport
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

Pentru a calcula cantitatea de emisii eliminată în atmosferă, am atribuit cantitatea de benzină 80% autoturismelor, 14% vehiculelor grele, 5% vehiculelor ușoare, 1% motocicletelor și motoretelor.

Pentru motorină am putea împărți 30% autoturismelor, 20% vehiculelor ușoare și 50% vehiculelor grele (camioane, autobuze, tractoare și alte unități de transport).

Pentru GPL am atribuit 80% autoturismelor și câte 10% vehiculelor grele și respectiv ușoare.

Pentru fiecare categorie de transport auto cu consumul specific de combustibil i se atribuie un anumit factor de emisie. Calculul se efectuează după formula (4):

$$E_i = \sum_j (\sum_m (FC_{j,m} \times EFi_{j,m})) \quad (4)$$

Unde:

E_i – emisia de poluanți i (g);

$FC_{j,m}$ - Consumul de combustibil al vehiculului categoria j folosind combustibil m (kg);

$EFi_{j,m}$ - Consumul specific de combustibil Factor de emisie a poluantului i pentru vehicule din categoria j și m combustibil (g / kg).

Modelul de evaluare a dispersiei atmosferice a fost cel gaussian. Se bazează pe ipoteza conform căreia concentrația emisiilor pe orice direcție a vântului are o distribuție gaussiană independentă atât pe orizontală cât și pe verticală.

Pentru sursele mobile s-au folosit formula (5):

$$C_m = \frac{1,24M}{d\lambda u} \ln \frac{\lambda x \sqrt{z^2 + \lambda^2 x^2}}{z[\lambda(x-d) - z + \sqrt{z^2 + \lambda^2(x-d)^2}] \theta(x-d)} \quad (5)$$

Unde:

M - debitul de emisii (g/s),

l – lungimea autostrăzii,

d - lățimea străzii orientată perpendicular direcției vântului,

$\lambda = k/u \cdot z$, unde k și u corespunzător coeficientul de turbulență și viteza vântului la înălțimea $z = 1$ m de la nivelul solului [210].

Pentru alte cazuri analizate în privința influenței direcției vântului asupra concentrației la nivelul solului (v în direcția străzii, cât și când vântul suflă sub diferite unghiuri față de direcția magistralei formulele de calcul în acest articol nu sunt descrise.

În unele țări se utilizează și formule mai simplificate pentru calculul concentrației maxime a dispersiei ca $C_m = AMFm\eta/H^{7/3}$ și altele

Reprezentarea cartografică a rezultatelor obținute au fost efectuate în baza softului Open Source - Quantum Gis 2.12.3 Lyon.

2.4. Concluzii la capitolul 2

1. Obiectul cercetării îl constituie ecosistemul urban Chișinău. În baza Rapoartelor naționale de mediu, atlasurilor, hărților fizico-geografice și altor surse [1, 2, 54, 227, 257, 258] a fost efectuată o caracteristică integră și detaliată a condițiilor geoecologice a zonei de studiu.

2. Tehnica și aparaturajul analitic au fost omologate în laboratoare specializate, precum Centrul Monitoring al Calității Solului din cadrul Serviciului Hidrometeorologic de Stat (Certificatului de Acreditare Nr. LÎ - 023 (nr. anterior LÎ 01 220) din 21 februarie, anul 2014), laboratorul Ecourbanistică din cadrul Institutului de Ecologie și Geografie și laboratorul de Algologie al Universității de Stat din Moldova.

3. Colectarea, pregătirea și analiza materialului biologic, a fost efectuată conform metodelor aprobate în domeniul dat, recomandate de programele internaționale ICP Forests, EMEP, ICP Vegetation. Prelevarea și procesarea probelor hidrobiologice au fost efectuate conform metodelor clasice din domeniu.

3. TIPURILE DE TRANSPORT AUTO, CANTITATEA ȘI CALITATEA EMISIILOR AUTO

3.1. Caracteristica rețelei de drumuri în ecosistemul urban Chișinău în raport cu dinamica numărului unităților de transport.

Infrastructura rutieră de calitate este o condiție de dezvoltare regională armonioasă și de acces la servicii publice. Infrastructura de transport este unul din principalii factori de creștere a economiei având un impact important în atragerea investițiilor și asigurarea competitivității exporturilor. În același timp, conform clasificării Băncii Mondiale, pentru indicii de performanță Logistică, Republica Moldova se situează pe al 123-lea loc după calitatea infrastructurii. Prin urmare dezvoltarea infrastructurii drumurilor naționale și locale și asigurarea transportului internațional pe teritoriul țării este o problemă de importanță majoră [205].

Din punct de vedere funcțional, drumurile se clasifică în naționale, locale, străzi [242].

Drumuri naționale sunt:

- a) drumurile magistrale, care asigură principalele legături rutiere internaționale;
- b) drumurile republicane, care asigură legătura capitalei țării cu orașele-reședință, cu municipiile, centrele industriale, stațiunile balneoclimaterice, locurile publice de agrement, rezervațiile naturale, monumentele istorice și de cultură de importanță republicană, precum și legătura orașelor reședință cu stațiile feroviare, aeroporturile și porturile fluviale din imediata apropiere.

Drumurile locale asigură legătura dintre orașele-reședință, dintre un astfel de oraș și satele (comunele) din componența raionului, precum și dintre sate (comune), inclusiv accesul spre ele de la drumurile naționale.

Străzi sunt drumurile publice din interiorul localităților.

Rețeaua actuală de drumuri a țării constituie 9359 km, dintre care 8836,5 (sau 94,5%) sunt drumuri cu îmbrăcăminte rigidă. Peste jumătate din lungimea totală a drumurilor (6016,2 km) revin drumurilor locale [242].

În afara de municipii, în plan regional, densitatea rețelei de drumuri publice variază între 22 și 40 km per 100 km², regiunea de dezvoltare Nord dispunând de o densitate de 34 km per 100 km², comparativ cu 31 în regiunea de dezvoltare Centru și 28 km per 100 km² în regiunea de dezvoltare Sud. UTA Găgăuzia este unitatea administrativ-teritorială cu cea mai mică densitate a rețelei de drumuri publice, constituind 22 km de drum per 100 km². Municipiul Chișinău apare cu

specificul său, având per total o densitate a rețelei foarte scăzută (18 km de drum per un km²), totodată orașul Chișinău înregistrând densitatea maximă (83 km de drum per un km²) [241].

În orașul Chișinău pe unele artere principale traficul rutier este foarte aglomerat. Analizând figura 3.1.1 observăm că 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 sunt în centrul orașului iar în imediata apropiere se află piața centrală. Strada Izmail este direcția pentru garile auto din oraș (Gara auto Centru, Gara auto Nord și Gara auto Sud-Vest) [65].

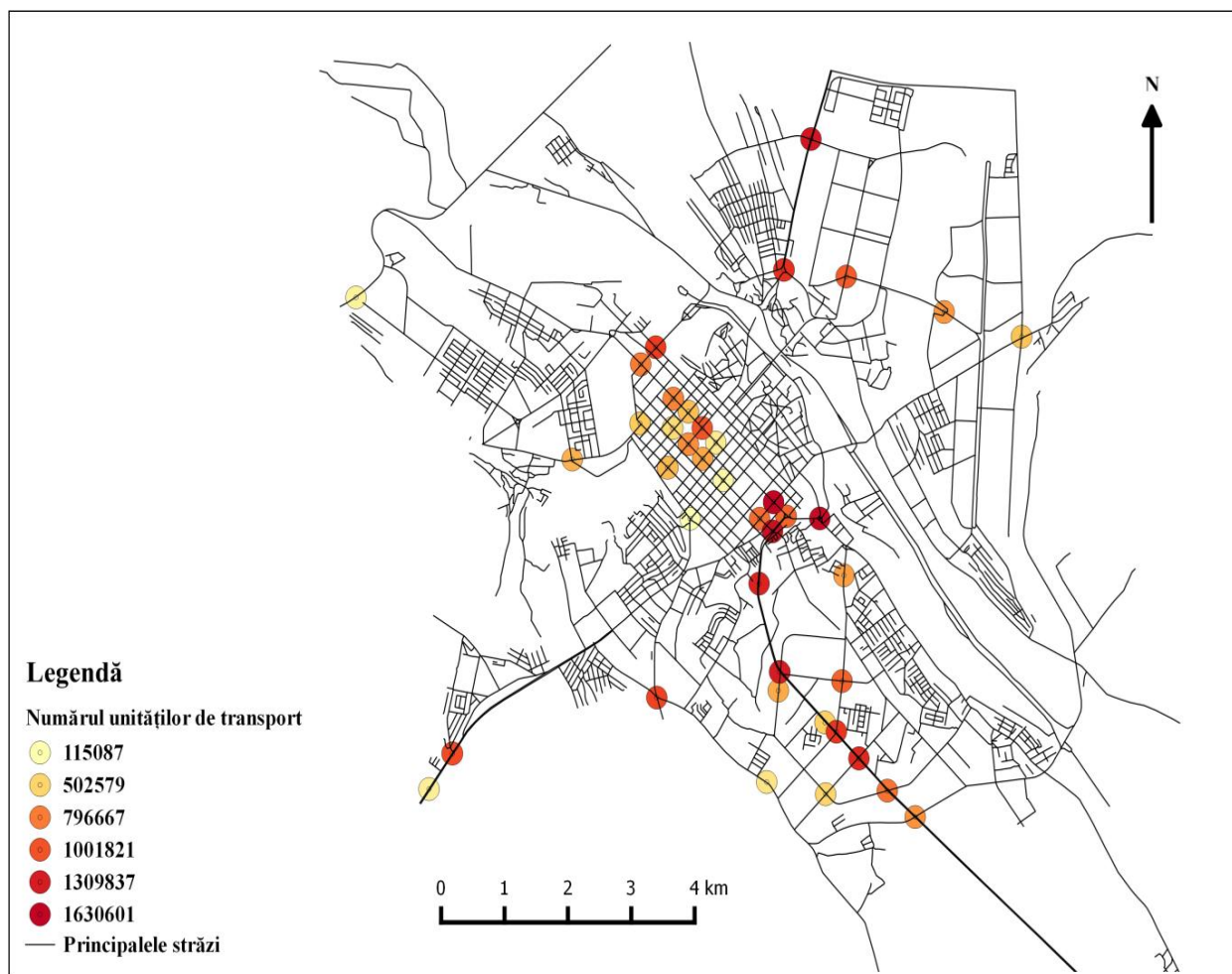


Fig. 3.1.1 Harta – schemă distribuția numărului unităților de transport în intersecțiile monitorizate cu camere video (media lunară)

Destul de aglomerat este și Bulevardul Dacia, în special intersecțiile: bd. Dacia cu str. Hristo Botev, sectorul Viaduct cu 1,3 mln. unități de transport, bd. Dacia cu str. Cuza Vodă – 1,25 mln. unități și bd. Dacia cu str. Decebal cu un flux de peste 1,14 mln. unități de transport. Un trafic redus se înregistrează în intersecțiile bd. Dacia cu str. Independenței, care este

traversată lunar de circa 880 mii unități de transport, cea cu str. Valea Crucii – de circa 725 mii și zona aeroportului – de 471 mii.

Intersecțiile str. Calea Orheiului cu str. Studenților și sensul giratoriu 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 mare de unități de transport cât și din suburbiile orașului Chișinău.

O altă intersecție, dotată cu camere de luat vederi, aglomerată 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.

Intrările principale în oraș din suburbii cu un flux mai redus de unități 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 str. Calea Orheiului cu un trafic lunar de 450 mii unități de transport.

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 sfârșitul anului 2014 acesta să fie de 1 504 385 unități, ceea ce reprezintă o creștere cu circa 90% timp de 10 ani [64].

Numărul unităților înregistrate pe teritoriul Republicii Moldova variază de la an la an. Aceasta poate fi explicat prin dezvoltarea social-economică a centrelor raionale din țară dar și de deplasarea la munci peste hotare a populației de pe teritoriul Republicii Moldova, aceștia întorcându-se acasă au posibilitatea să își procure unități de transport. Tendința de modificare a numărului unităților de transport este negativă. Aceasta este determinat atât de criza economică la nivel mondial cât și de unele modificări legislative, ce permit posibilitatea de a circula fără înmatriculare pe teritoriul Republicii pentru o anumită perioadă (Fig. 3.1.2)..

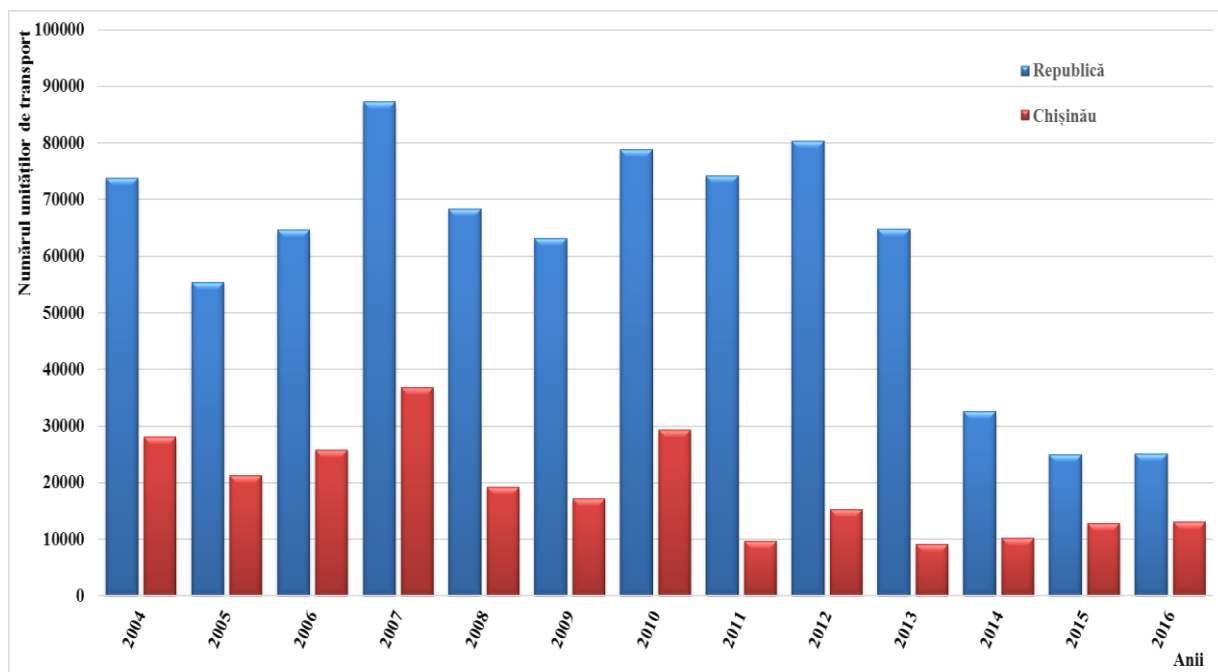


Fig. 3.1.2 Dinamica modificării numărului unităților de transport auto în Republica Moldova și or. Chișinău.

Autoturismele constituie circa 65% din numărul autovehiculelor înregistrate în Republica Moldova, iar 30% dintre acestea sunt în Chișinău.

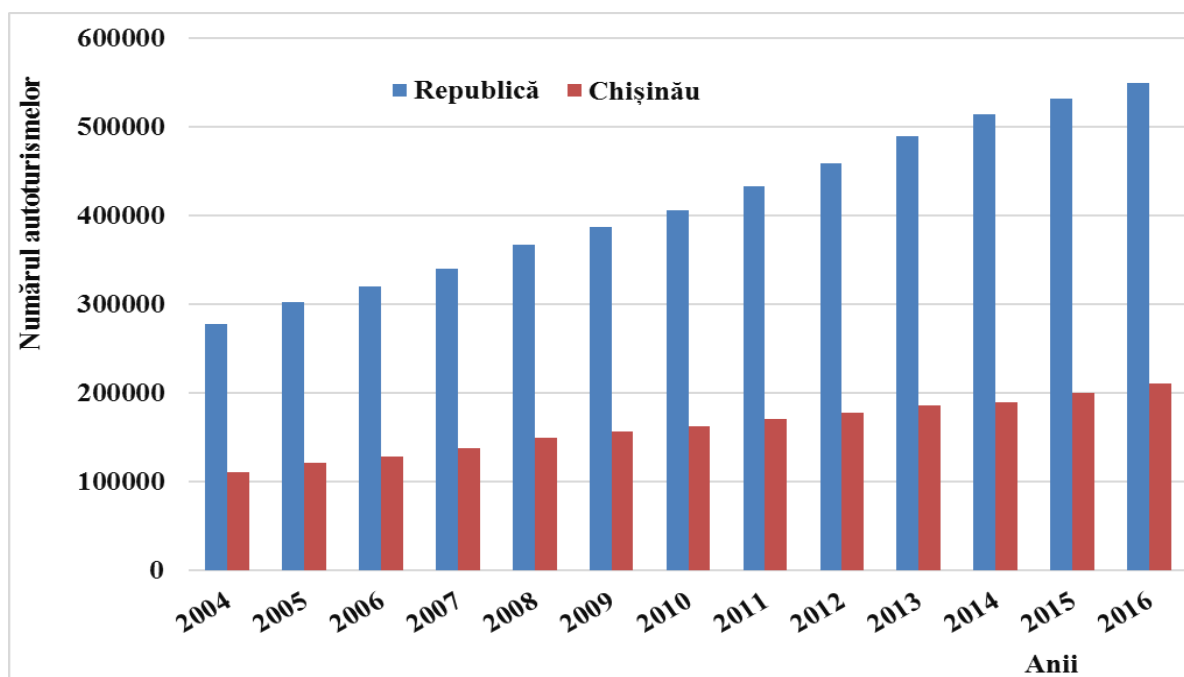


Figura 3.1.3 Dinamica numărului autoturismelor din Republica Moldova și Chișinău în perioada 2004 – 2016

Numărul acestora continua să crească atât pentru Chișinău cât și pentru întreaga republică (Fig. 3.1.3)

Cota autoturismelor cu consum de benzină în Republica Moldova pentru perioada 2004 – 2016 este în continuă creștere. În anul 2004 numărul autoturismelor după tipul de combustibil consumat în Republica Moldova este: cu consum de benzină – 87% (210758 unități), cu motorină – 9% (21547 unități), cu gaz lichefiat – 4% (9058 unități). Pe parcursul ultimilor ani, în 2016 se observă tendința de scădere a raportului dintre numărul autoturismelor cu consum de benzină până la 64% (338341 unități). În același timp, constatăm că se mărește cota autoturismelor cu consum de motorină și gaz lichefiat de aproximativ 3 ori, sau 25% și 11% respectiv (Fig. 3.1.4).

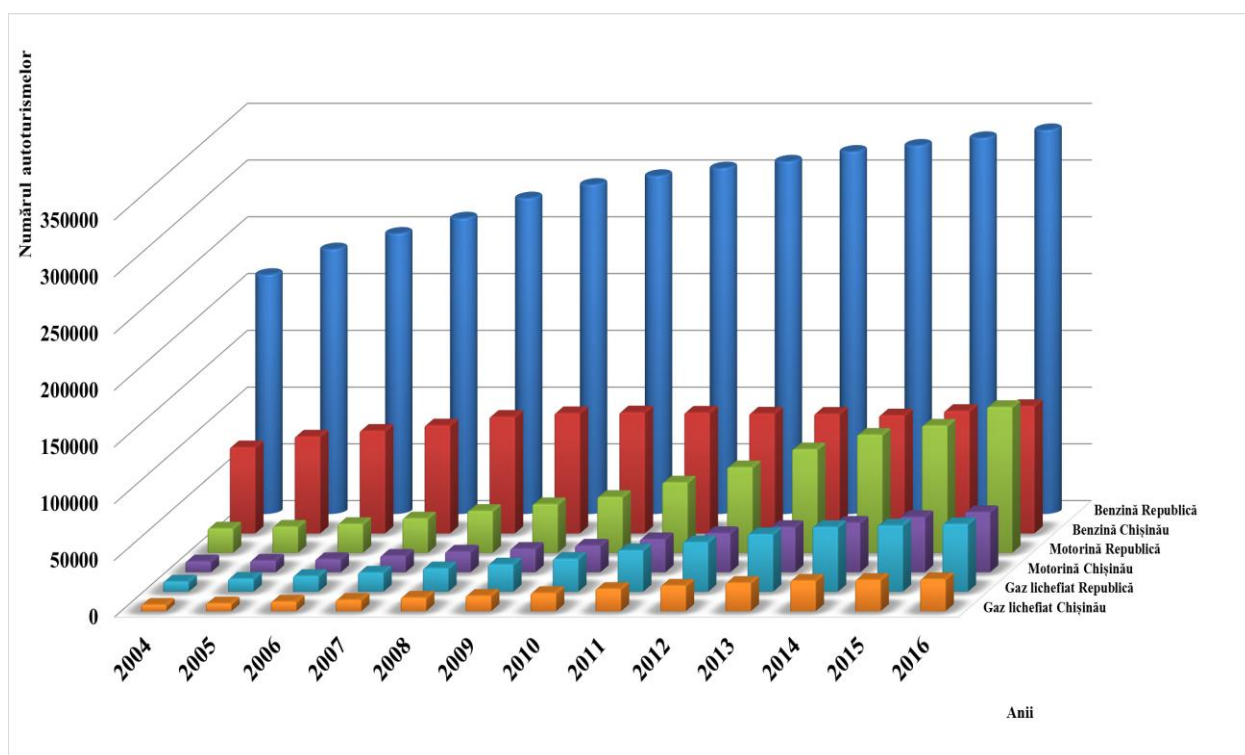


Fig. 3.1.5 Dinamica numărului autoturismelor din Republica Moldova în funcție de tipul de combustibil consumat (republică și Chișinău)

Creșterea numărului autoturismelor cu consum de motorină și gaz lichefiat presupunem că este determinat de prețul combustibilului pe piață, care pe parcursul ultimilor ani a fost mai convenabil.

Pentru Chișinău, la fel ca și pentru întreaga republică, se observă aceleași tendințe, astfel încât cota autoturismelor cu consum de benzină scade de la 83% (75991 unități) în anul 2004 la 58% (112300 unități) în anul 2016, iar a celor cu motorină se majorează de la 11% (9716 unități) în anul 2004 la 27% (53097 unități) în anul 2016 și gaz lichefiat de la 6% (5725 unități) la 15% (28330 unități) (Fig. 3.1.4).

Îmbucurător este că pe teritoriul Republicii Moldova se înmatriculează tot mai mult mașinile hibrid, care consumă tot mai puțin combustibil. Numărul înregistrării acestora crește de la 812 unități în 2015 la 1313 în 2016.

Numărul autoturismelor electrice încep să se înregistreze și ele în Republica Moldova, astfel în anul 2015 numărul acestora constituiau 13 unități (Chișinău – 6, UTA Găgăuzia – 5, Telenеști – 2). În anul 2016 s-au mai înregistrat încă 14 unități (Chișinău – 10, UTA Găgăuzia – 4).

Numărul camioanelor în Republica Moldova este în creștere de circa 2,3 ori timp de 10 ani, de la 74699 (anul 2004) la 178965 (anul 2016). Pentru Chișinău, la fel ca și pentru republică, numărul camioanelor s-a dublat în perioada analizată (2004 – 2016). În perioada 2013 – 2016 s-a înregistrat o stagnare a numărului camioanelor (Fig. 3.1.5).

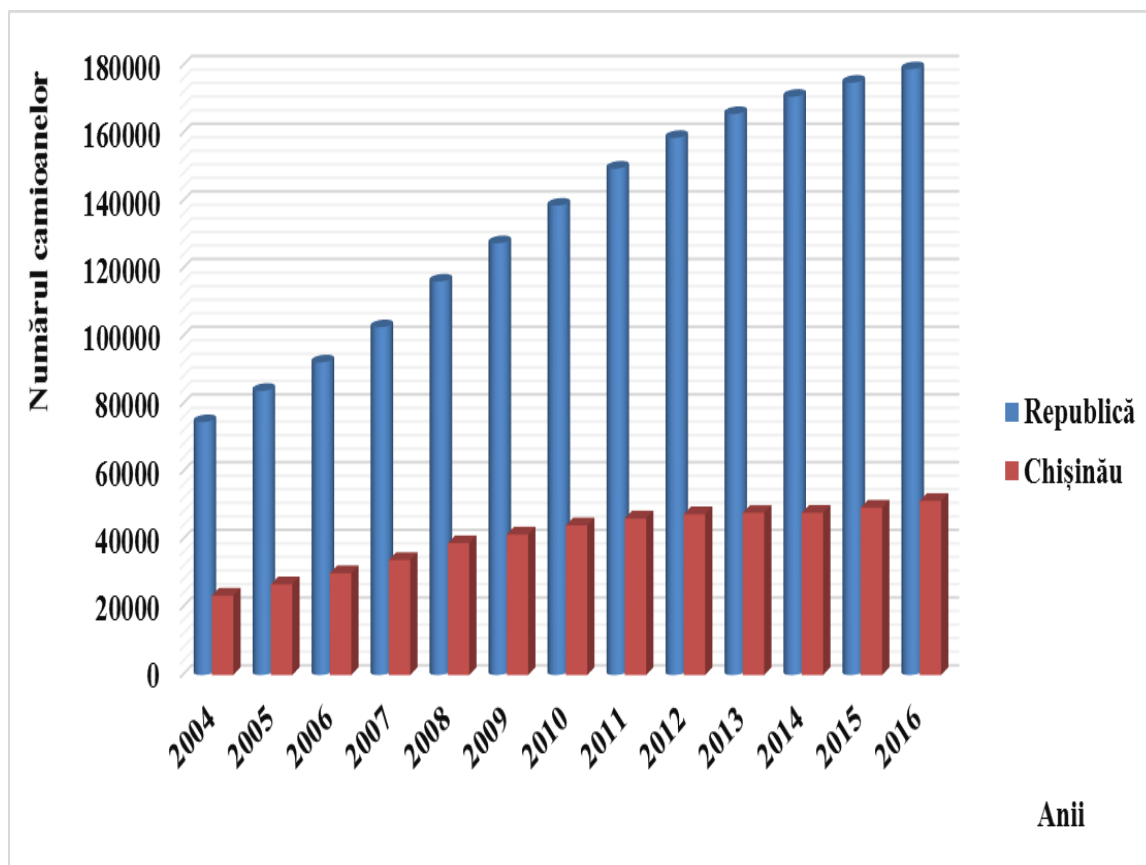


Fig. 3.1.5 Dinamica numărului camioanelor din Republica Moldova și Chișinău în perioada 2004 – 2016

În anul 2004, numărul camioanelor cu consum de motorină în Republica Moldova constituia 36078 unități (57%), cu benzină – 23980 (38%), și cu gaz lichefiat – 3243 (5%).

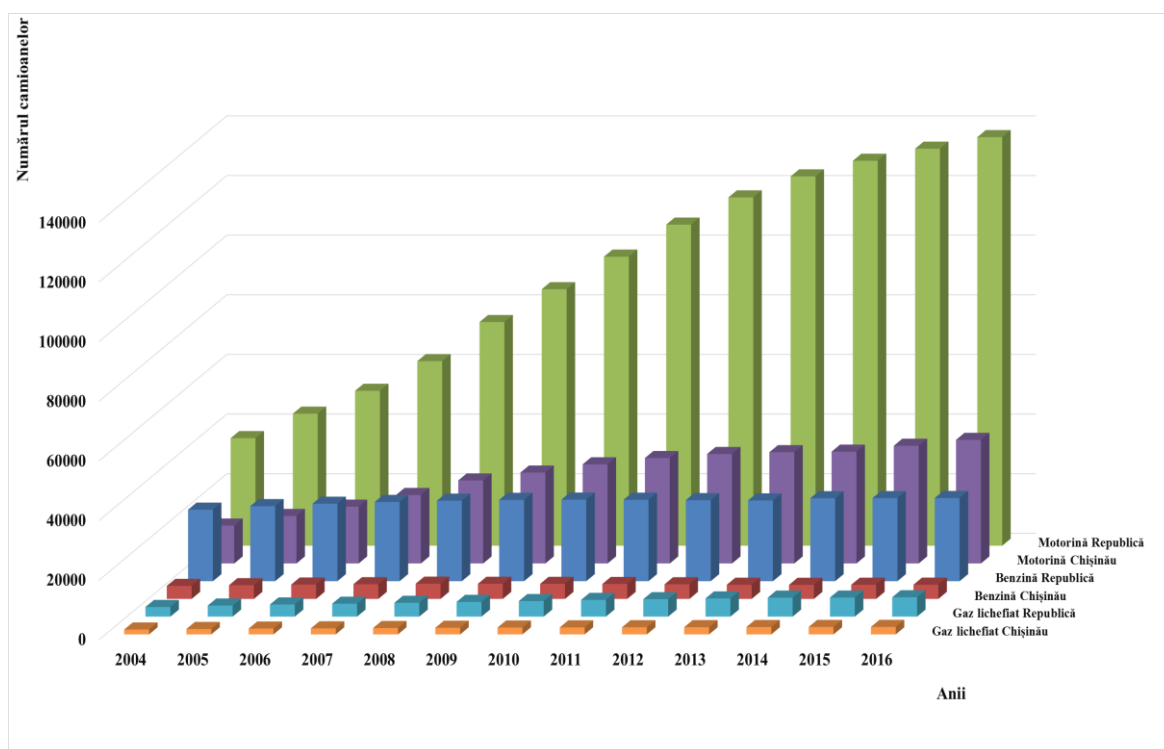


Fig. 3.1.6 Dinamica numărului camioanelor din Republica Moldova în funcție de tipul de combustibil consumat

În decurs ultimilor ani situația privind consumul de combustibil de către camioane în Republică înregistrează schimbări. Crește numărul camioanelor cu consum de motorină la 137034 (80%) din contul numărului camioanelor cu consum de benzină 27901 (16%) și gaz lichefiat – 6491 (4%) (Fig. 3.1.6).

În municipiul Chișinău în anul 2004 numărul camioanelor cu consum de motorină constituia 12706 unități (54%), benzină – 4354 unități (23%), și doar 1624 (9%) consumau gaz lichefiat (Fig. 3.1.6).

La fel ca și pentru Republica Moldova în general scade numărul camioanelor cu consum de benzină, gaz lichefiat pe fondul creșterii numărului camioanelor cu consum de motorină. Considerăm că această creștere se datorează avantajului economic. Același trend se menține și în ultimii cinci ani, scade numărul camioanelor cu consum de benzină de la 23 la 10%, a celor cu consum de gaz lichefiat de la 9 la 5%. În perioada 2012-2016 numărul camioanelor înregistrează o creștere nesemnificativă cu 1-200 unități anual.

Numărul autobuzelor în ultimii ani în Republica Moldova înregistrează o creștere nesemnificativă cu 1100 unități. În Chișinău (2004-2010) numărul autobuzelor a fost aproximativ același de 8800 unități, iar din 2011 numărul acestora a început să scadă până la 8111 în anul 2014 (Fig. 3.1.7).

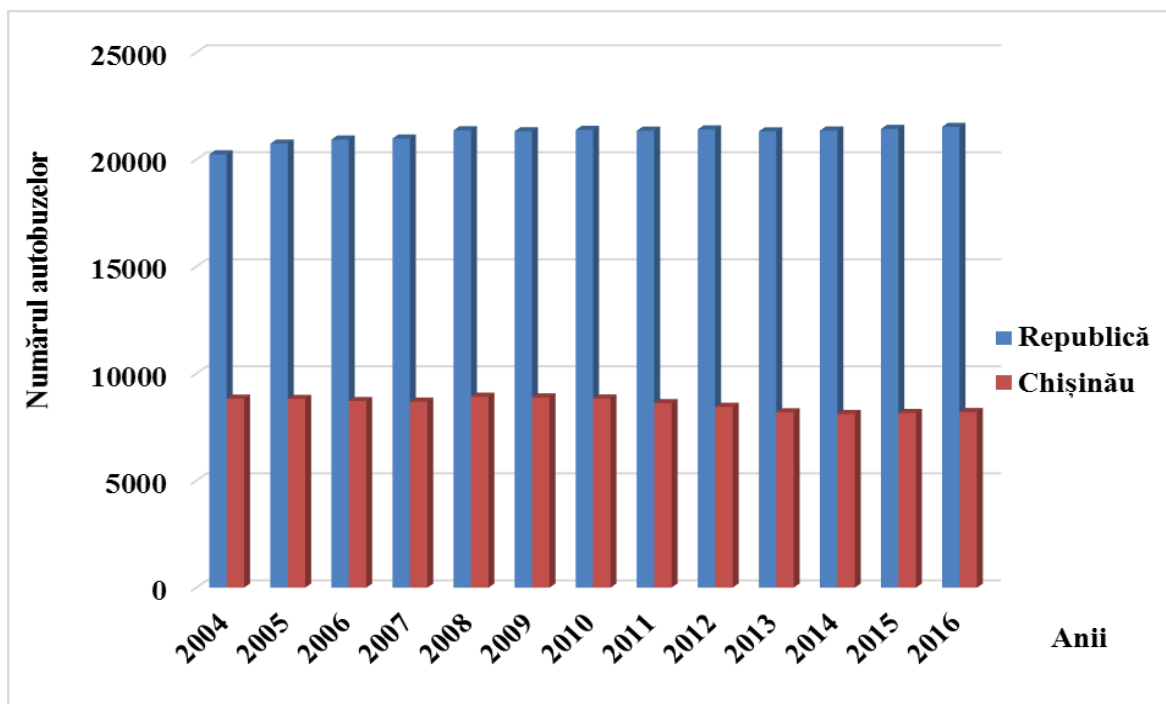


Fig. 3.1.7 Dinamica numărului autobuzelor din Republica Moldova și Chișinău în perioada 2004 – 2016

Micșorarea numărului autobuzelor din Chișinău presupunem că se datorează învechirii parcului auto urban pe fondul dezvoltării serviciilor firmelor de taxi, maxi-taxi, cât și creșterii numărului autoturismelor.

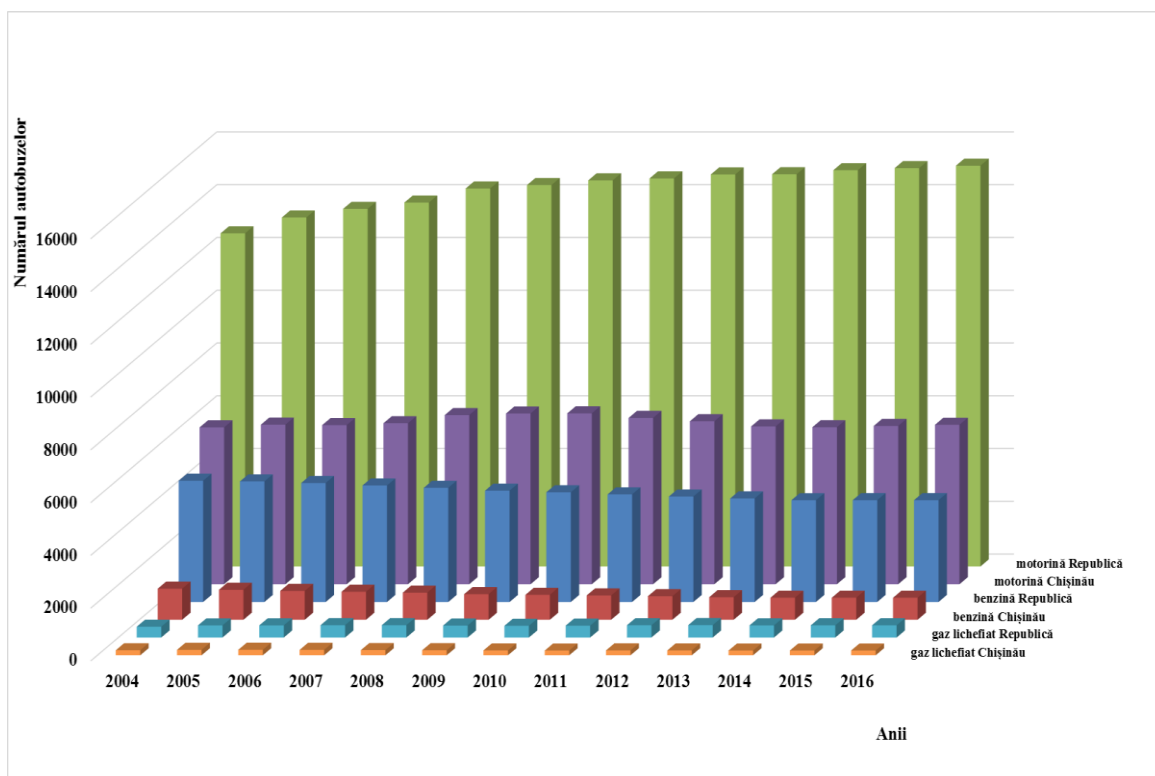


Fig. 3.1.8 Dinamica numărului autobuzelor în funcție de tipul de combustibil consumat

În Republica Moldova numărul autobuzelor cu consum de motorină este în creștere, 12627 (anul 2004) la 15019 (anul 2014) pe fundalul micșorării numărului celor cu consum de benzină, de la 4597 (anul 2004) la 3858 (anul 2014) (Fig. 3.1.8)..

Pentru municipiul Chișinău nu sunt mari schimbări în perioada ultimilor zece ani privind modificarea raportului autobuzelor cu consum de motorină și benzină (Fig. 3.1.8).

Pe parcursul ultimilor ani numărul tractoarelor înregistrate în Republica Moldova este în creștere cu 56%, de la 20252 (2004) la 39307(2016) unități, iar în municipiul Chișinău numărul acestora crește până în anul 2012 de la 2152 până la 3552 unități (Fig. 3.1.9).

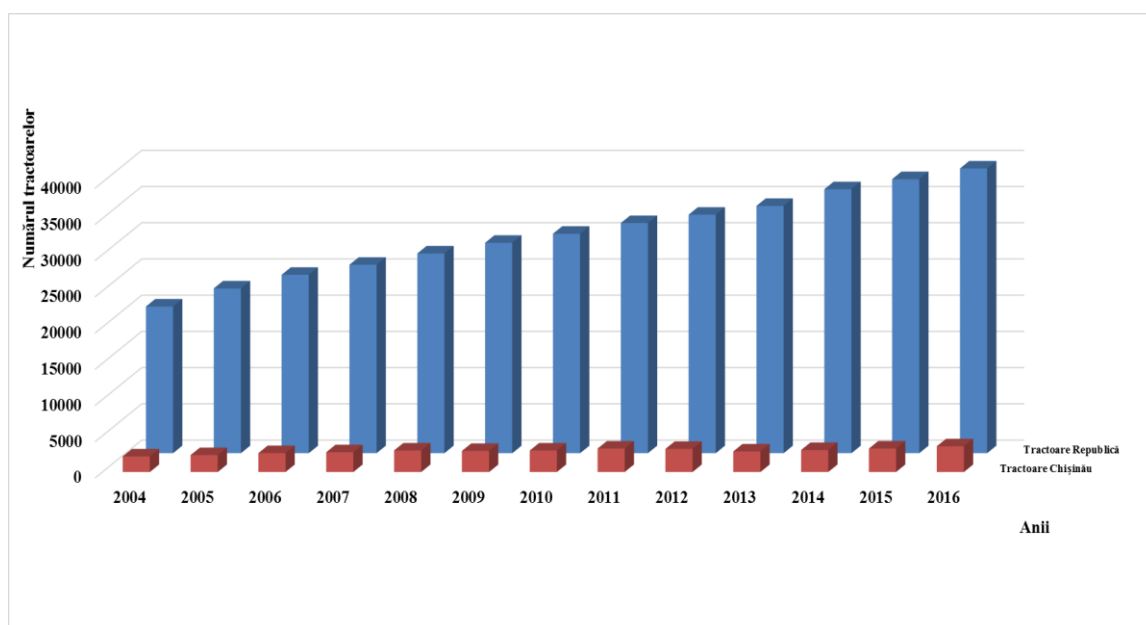


Fig. 3.1.9 Dinamica numărului tractoarelor în perioada anilor 2004 – 2016

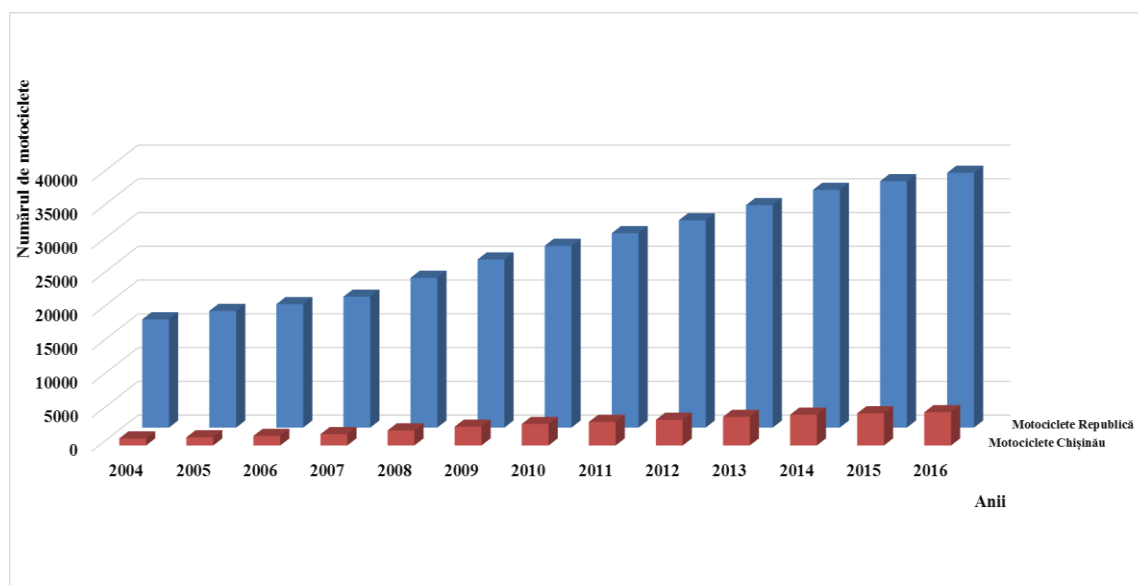


Fig. 3.1.10 Dinamica numărului motocicletelor în perioada anilor 2004 – 2016

Numărul motocicletelor, la fel ca și celelalte unități de transport, sunt în creștere în ultimii ani, de la 16027 (2004) la 37741 (2016), o mărire de 2,2 ori (Fig. 3.1.10). Pentru întreaga republică conform graficului o creștere mai semnificativă se observă începând cu 2007. Același trend este și pentru municipiul Chișinău.

3.2. Estimarea emisiilor auto în baza consumului de combustibili

Analizând datele privind consumul de combustibil în Republica Moldova în ultimii ani, constatăm că atât cantitatea de motorină cât și GPL este în creștere (Fig. 3.2.1), aceasta fiind direct proporțional cu numărul unităților de transport ce consumă tipurile de combustibili menționați.

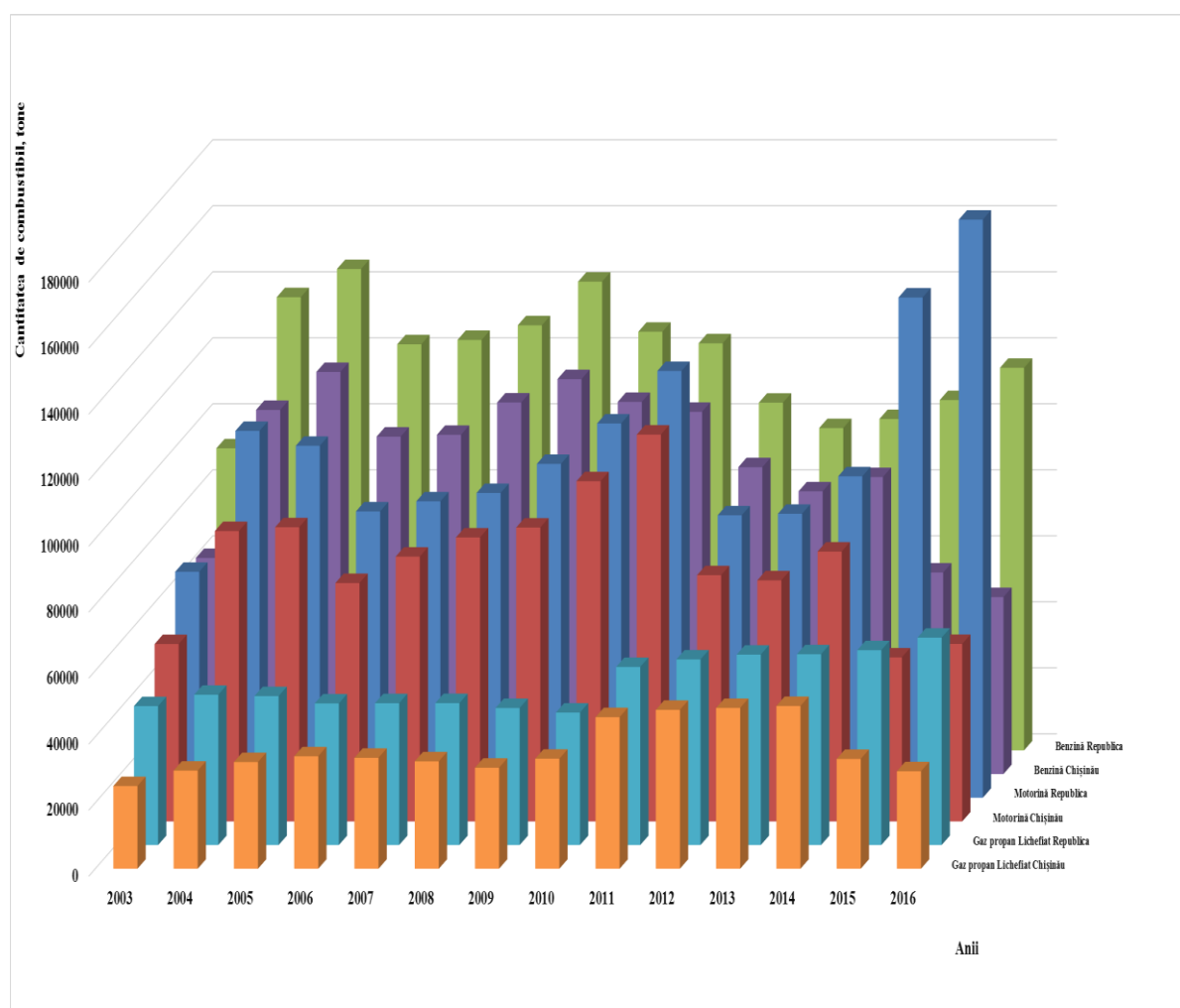


Fig. 3.2.1 Dinamica consumului de combustibil de către transportul auto în perioada anilor 2003 – 2016

Cantitatea de benzină, pentru perioada a. 2003 – 2013 a fost în scădere, iar începând cu a. 2014 aceasta a înregistrat o ușoară creștere.

Pentru municipiul Chișinău cantitatea de combustibili pastrează același tendință până în anul 2014 după care raportul începe să scadă.

Creșterea cantității de motorină și GPL comercializată se datorează, probabil, creșterii cu circa 10-15% a numărului autovehiculelor ce consumă acești carburanți.

În urmă calculelor principalelor emisii produse de transportul auto am obținut următoarele grafice (fig. 3.2.2 – 3.2.4). De aici observăm că în perioada evaluată (2003-2016) cantitatea de CO pentru Republica Moldova este în scădere de la 15098,6 t (a. 2003) până la 12663,6 t în anul 2014, după care aceasta este în creștere până la 16363,6 t (a. 2016). Analizând cantitatea de combustibil comercializată la stațiile PECO (Fig. 3.2.1), în perioada 2003-2013 putem considera că circa 80 – 85% din cantitatea de CO din republică este emisă în mun. Chișinău iar din 2013 până în anul 2014 valoare practic se înjumătățește.

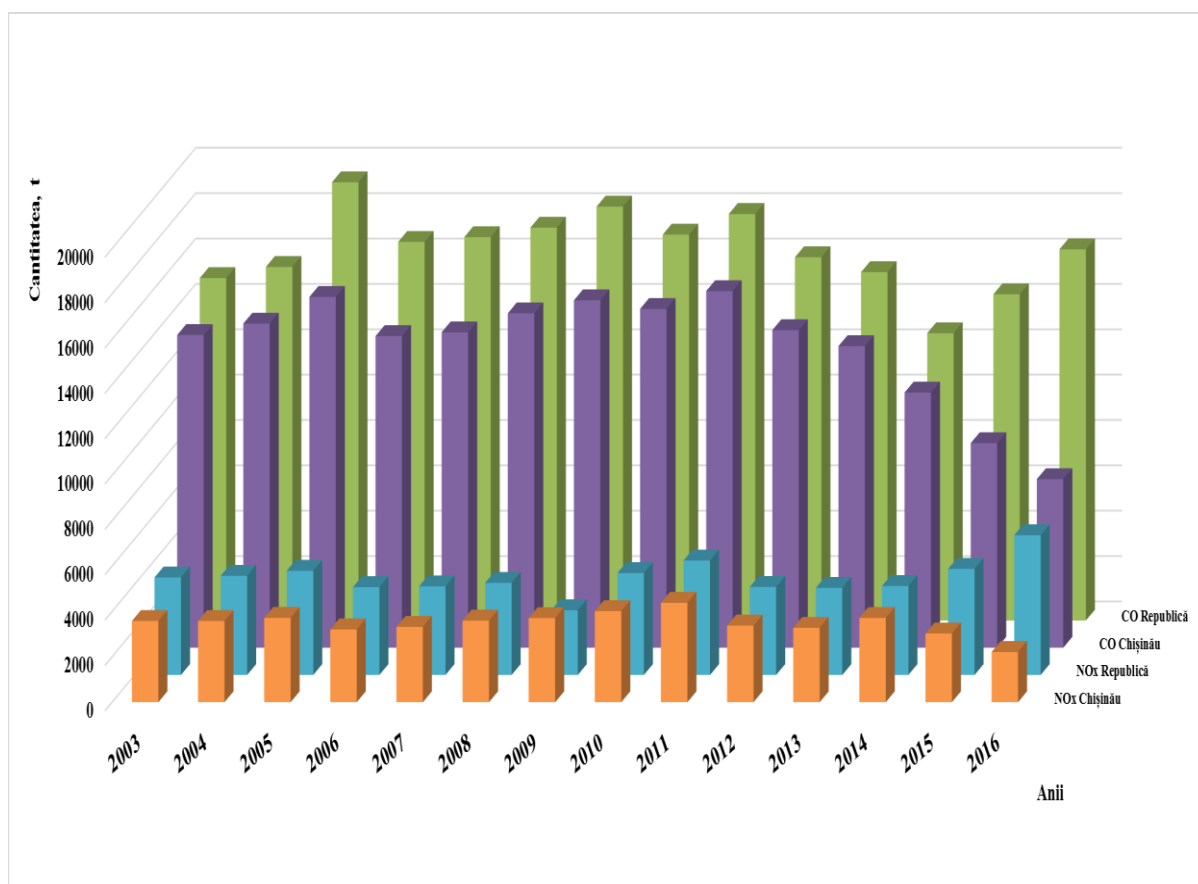


Fig. 3.2.2 Dinamica cantității emisiilor de CO și NOx în perioada 2003-2016

Pentru mun. Chișinău cantitatea de CO este în scădere de la 13785,51t (a. 2003) la 7431,7 t (a. 2016)

Analizând graficul privind cantitatea de NO_x produsă de transportul auto în Republica Moldova în baza Ghidului EMEP/EEA observăm că aceasta variază de la un an la altul astfel cea mai mare valoare în ultimii ani a fost înregistrată în anul 2011 5045,32 t în Republică și 4381,64 t Chișinău. Această valoare este determinată de cantitatea mare de motorină 129295 tone care a fost vândută pe piață.

Ținând cont că cca 80% din combustibil este vândut la stațiile PECO din mun. Chișinău, aici se înregistrează și cea mai mare cantitate de NO₂ ce variază între 75% în anul 2009 și cca 90% în anul 2010 (Fig. 3.2.2).

Cantitatea de N₂O emisă de transportul auto în perioada anilor 2003 – 2016 în Republica Moldova este în scădere de la cca 40 tone în anul 2004 la 30 tone în 2013 după care crește la 37,7 t în anul 2016. Această flux este determinată cantitatea combustibil vândut pe piață. Conform EMEP/EEA, cel mai mare coeficient de emisie pentru N₂O îl are benzina, care este pentru autoturisme – 0,206 kg/t și pentru autovehiculele cu capacitatea de până la 3,5 tone – 0,186 kg/t. Cel mai mic coeficient de emisie pentru N₂O îl are motorina și gazul lichefiat de 0,8 kg/t.

La fel ca și pentru ceilalți poluanți emisi de transportul auto în mun. Chișinău este și N₂O. Astfel pentru anul 2004 în mun. Chișinău au fost emise 75% din tot volumul de N₂O din republică până în anul 2015 iar în ultimii an de evaluare cantitatea de N₂O practic se înjumătățește (Fig. 3.2.3).

Cantitatea de SO₂ emisă de transportul auto în atmosferă la fel variază de la un an la altul în funcție de cantitatea de combustibil vândută. În perioada anilor 2003-2016 cantitatea de SO₂ a fost în continuă creștere de la 60 t la 88 t. (Fig. 3.2.3). Cea mai mică cantitate a fost calculată în anul 2013 de 50,5 tone. Conform EMEP/EEA cel mai mare coeficient de emisie pentru SO₂ îl are motorina, acesta fiind 0,4 kg/t.

Ținând cont că mai mult de jumătate din cantitatea de combustibil este comercializată în Chișinău, astfel și cea mai mare cantitate de SO₂ este emisă în capitală până în anul 2014 (Fig. 3.2.3). Începând cu anul 2015 cantitatea de SO₂ produsă în Chișinău scade comparativ cu cea din Republică.

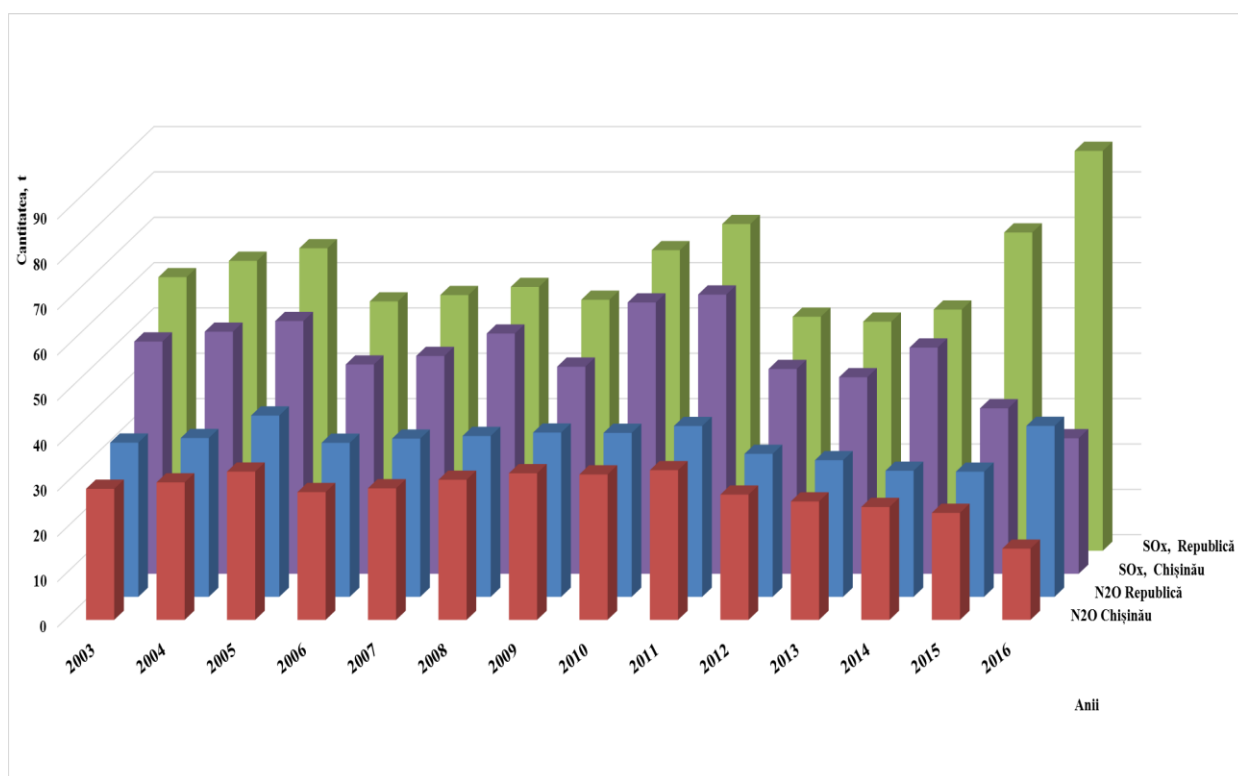


Fig. 3.2.3 Dinamica cantității emisiilor de SO_x N₂O în perioada 2003 – 2016

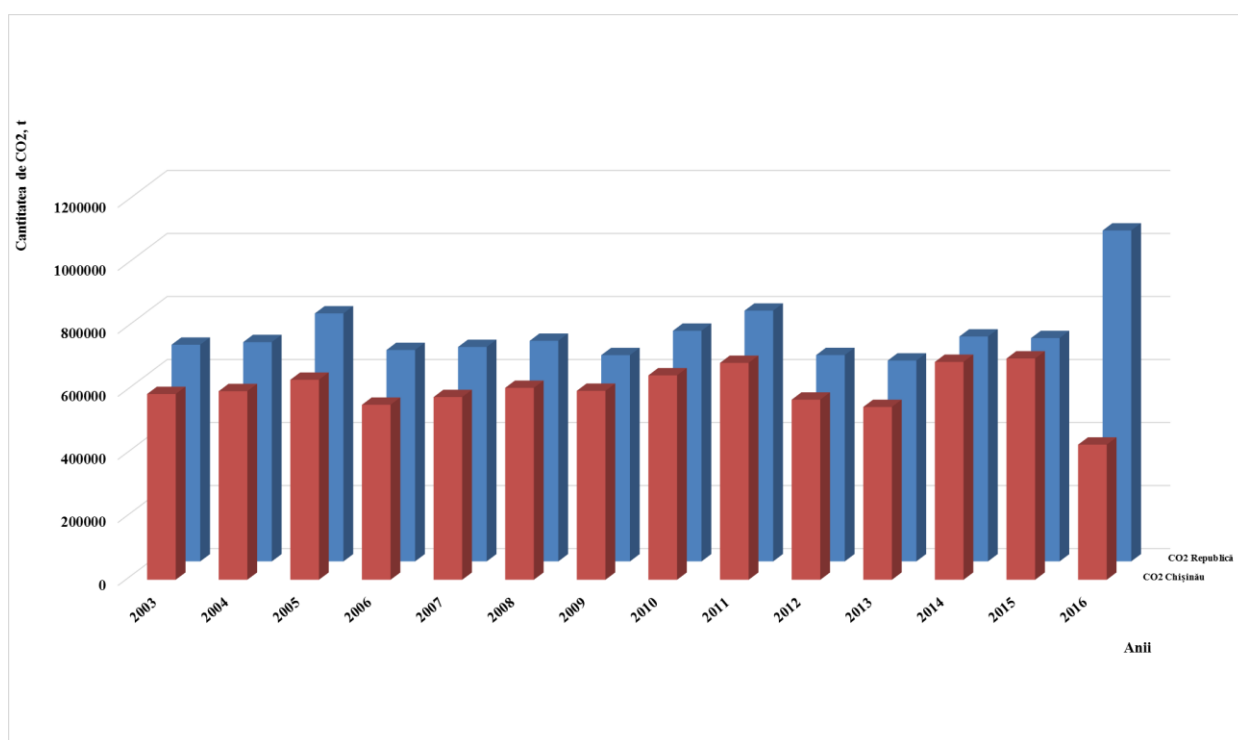


Fig. 3.2.4 Dinamica cantității emisiilor de CO₂ în perioada 2003- 2016

Cantitatea dioxidului de carbon, calculat în baza cantităților de combustibili vândută populației, conform [238], variază de la un an la altul de la cca 696 mii tone în 2004 la

cca 796 mii tone în 2011 și cca 1050 mii tone în 2016 (Fig 3.2.4), dar nu se observă o tendință clară de scădere sau de majorare până anul 2015 după care aceasta înregistrează o creștere pentru republică și o scădere pentru Chișinău (Fig. 3.2.4). Pentru acest poluant cel mai mare coeficient de emisie îl are motorina (74,13 kg/t) și cel mai mic gazul lichefiat (63,1 kg/t).

3.3 Emisiile auto pe principalele artere de circulație ale ecosistemului urban Chișinău

Studiul de evaluare a fluxului de transport pe unele artere a EUC a demonstrat că dinamica numărului unităților de transport auto depinde de perioada zilei.

Astfel pentru principalele artere de circulație au fost efectuate numărarea unităților de transport în dependență de categorie și oră. Înregistrările au fost efectuate în luna iulie a anului 2014.

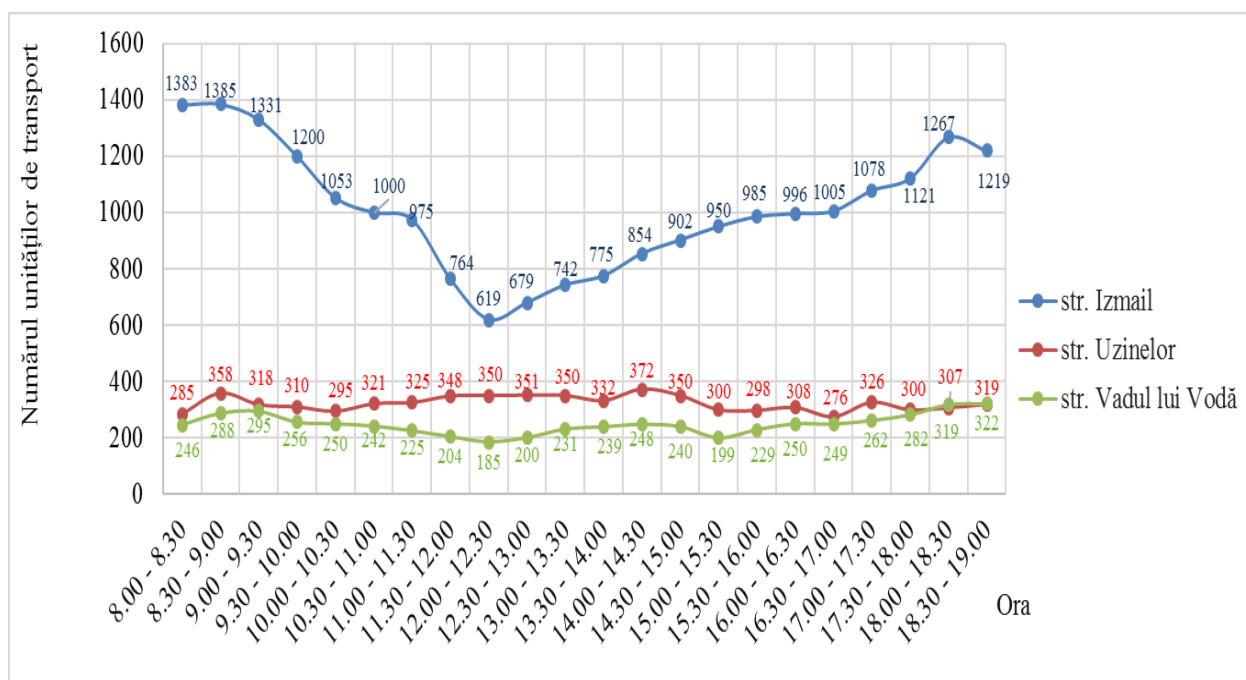


Fig. 3.3.1. Fluxul transportului auto în dependență de perioada zilei de lucru pe unele străzi din Chișinău

Datele din Figura 3.3.1 demonstrează, că orele de vârf pe str. Vadul-lui-Vodă sunt dimineața între orele 9⁰⁰-9³⁰. Aici au fost înregistrate 100 automobile mici, 90 automobile mari și 105 autobuze. Începând cu orele 9³⁰-10⁰⁰ intensitatea fluxului de transport scade treptat. Seara orele de vârf sunt între 17³⁰-19⁰⁰ cu cel mai înalt flux de transport auto în

perioada orelor 18⁰⁰–19⁰⁰ și când sunt înregistrate 129 automobile mici, 106 – vehicule mari și 87 autobuze [64].

Pe str. Ismail, dimineața, perioada de vârf sunt orele 8³⁰-9⁰⁰, fluxul maximal de transport auto constituie 864 automobile mici, 415 automobile mari și 94 autobuze, după care intensitatea fluxului de transport auto foarte lent se diminuează. Seara ora de vârf este 18⁰⁰-18³⁰, când numărul unităților de transport constituie 912 automobile mici, 271 automobile mari și 84 autobuze, în total fiind 1267 de unități.

Pe str. Uzinelor perioada de vârf a zilei de lucru este în perioada 8³⁰-9⁰⁰ și constituie 324 automobile mici, 7 autovehicule mari și 24 autobuze, iar seara orele de vârf sunt între 18³⁰ și 19⁰⁰, constituind 314 automobile mici/oră, 1 mare și 4 autobuze/oră.

Rezultatele din Figura 3.3.1 ne demonstrează, 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 emisii) cauzat de transportul auto de pe str. Ismail depășește de multe ori pe cel de pe str. Vadul-lui-Vodă și Uzinelor [65].

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

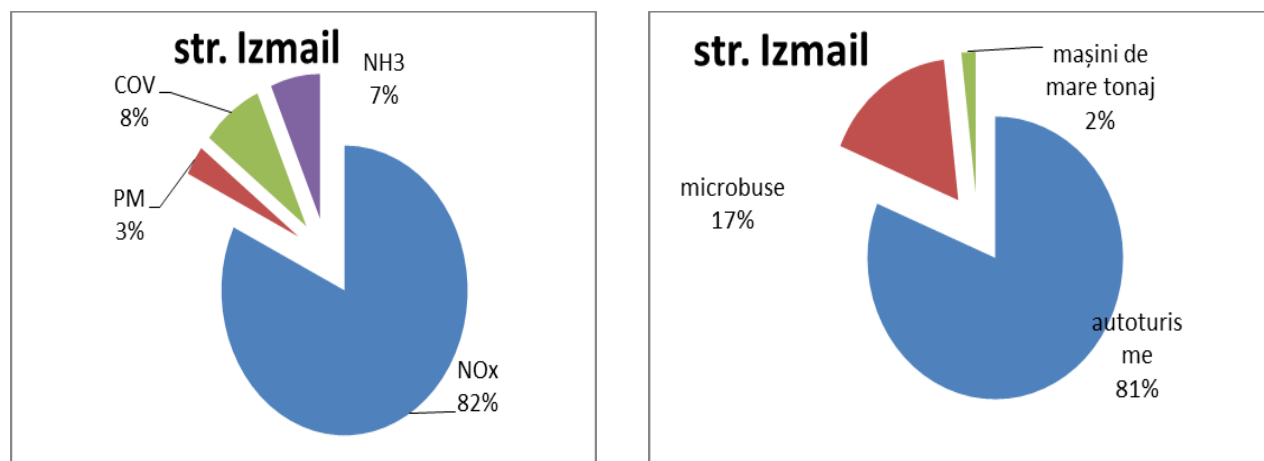


Fig. 3.3.2 Cota poluanților și a tipurilor de transport auto pe str. Ismail

Astfel pentru str. Ismail (fig. 3.3.2) dintre cei patru poluanți analizați se observă că NOx are cea mai mare pondere, de 82% urmată de COV cu 8%, NH₃ cu 7% și PM – 3%, iar pentru transport 81% revine autoturismelor, 17% microbuselor și 2% unităților de mare tonaj, inclusiv autobuselor.

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. 3.3.3), unde autoturismele constituie 99%, iar microbusele 1%. Pe acesastă 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_3 . În cazul str. Pușkin, NO_x constituie 44%, COV – 50% și NH_3 – 6%

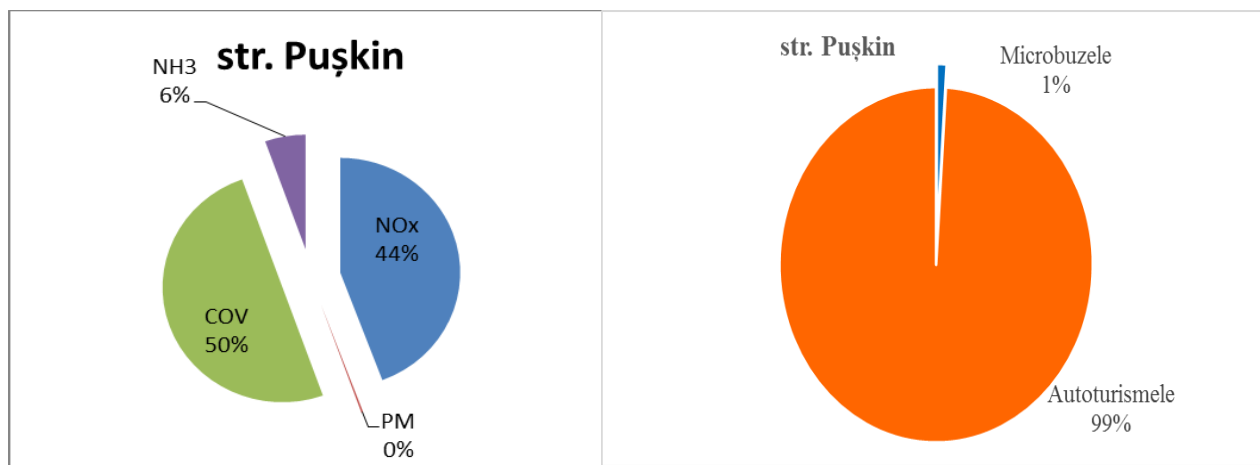


Fig. 3.3.3. Cota poluanților și a tipurilor de transport auto pe str. Pușkin

Sintetizând datele privind emisia poluanților proveniți de la transportul auto am modelat cartografic distribuția spațială a acestora. Analizând materialul obținut (fig. 3.3.4 – 3.3.6), 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 vîrf. Distribuția și dispersia acestora în atmosferă depinde de diferiți factori (viteza și direcția vîntului, 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_2 sunt înregistrate în intersecțiile cu trafic auto intens. Astfel cea mai mare depășire se observă în perimetrul str. Izmail cu 25 CMA (Fig. 3.4.5)

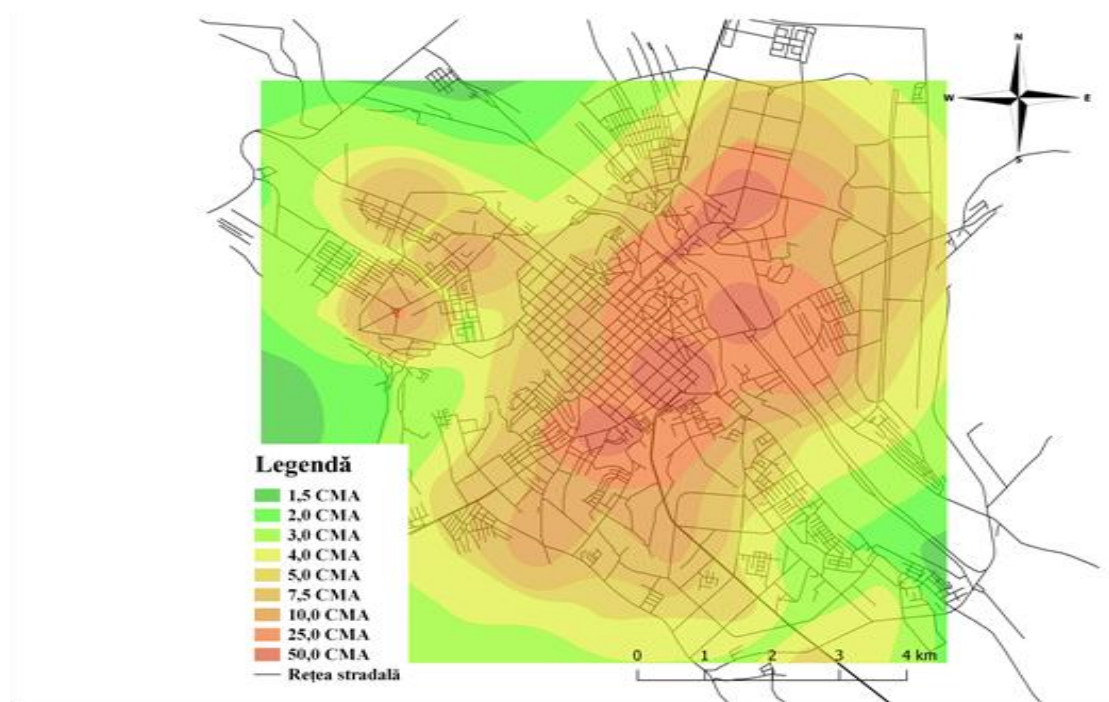


Fig. 3.3.4 Harta schemă privind difuzia NO_2 pe principalele artere de circulație din EUC (acalmie)

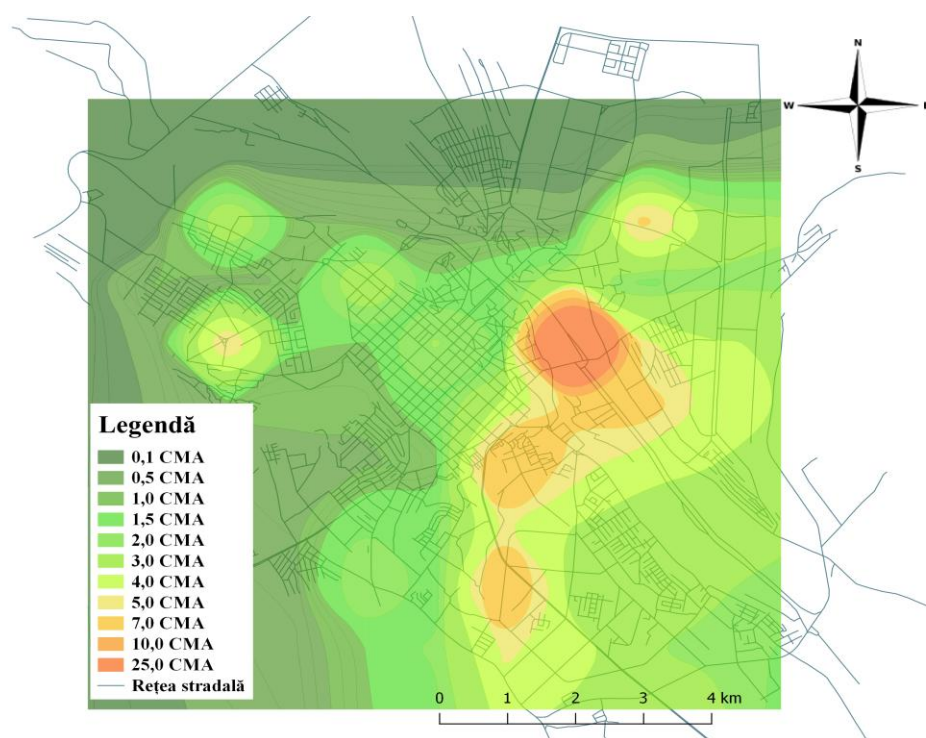


Fig. 3.3.5 Harta schemă privind difuzia NO_2 pe principalele artere de circulație din EUC, viteza vântului de 5 m/s

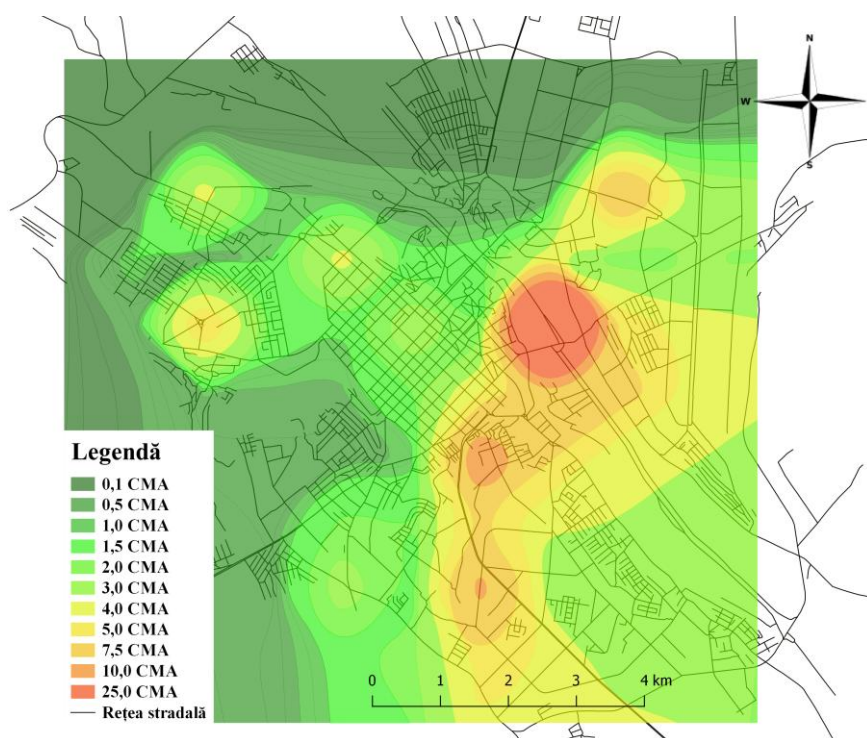


Fig. 3.3.6 Harta schemă privind difuzia NO_2 pe principalele artere de circulație din EUC, viteza vântului de 9 m/s

Analizând figurile 3.3.1 și 3.3.2 constatăm faptul că, viteza vântului contribuie mult la diminuarea concentrației poluanților în apropiere de sursa de emisie. Cea mai mare concentrație a NO_2 (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.

3.4 Concluzii la capitolul 3

1. Numărul unităților de transport în Republica Moldova este în continua creștere dintre care cca 1/3 din numărul total îi revine municipiului Chișinău, unde se realizează consumul maxim de combustibil (conform statisticii stațiilor peco)., ceea ce rezultă că marea majoritatea a acestor vehicule circulă pe arterele din mun. Chișinău.

2. 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, urmate de: bd. Dacia cu str. Hristo Botev; sectorul Viaduct; bd. Dacia cu str. Cuza Vodă; bd. Dacia cu str. Decebal cu un flux de peste 1 mln. unități de transport.

3. Transportul auto din mun. Chișinău elimina în atmosferă circa 88% din poluanții auto,

4. Concentrații maxime ale poluanților au fost înregistrate în imediata apropiere a 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).

4. STUDIUL SPECTRULUI FLORISTIC AL STAȚIUNILOR DE CERCETARE

4.1. Analiza structurii taxonomice a plantelor lemnoase și erbacee din stațiunile studiate

În stațiunile cercetate unde au fost prelevate probe de material foliar pentru determinarea conținutului de clorofilă și concentrația azotului și sulfului total a fost investigată dendroflora cultivată și plantele erbacee spontane care vegetau în aceste stațiuni (Tab. 4.1.1 și 4.1.2).

Tabelul 4.1.1

Spectrul taxonomic al dendroflorei 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	
Filumul Pinophyta							
I. Fam. Pinaceae							
1. <i>Picea abies</i> (L.) Karst.	+	-	-	+	-	-	+
2. <i>P. pungens</i> Engelm.	-	-	-	+	-	-	-
3. <i>Pinus nigra</i> Arnold	-	+	+	-	-	+	+
4. <i>P. strobus</i> L.	-	-	-	+	-	-	-
II. Fam. Taxodiaceae							
5. <i>Thuja occidentalis</i> L.	-	-	-	+	+	-	+
6. <i>Juniperus communis</i> L.	-	-	+	+	-	-	-
Filumul Magnoliophyta							
III. Fam. Salicaceae							
7. <i>Salix alba</i> L.	+	-	-	-	-	-	-
8. <i>Populus italica</i> (Duroi) Moenh	+	-	-	-	-	-	-
IV. Fam. Juglandaceae							
9. <i>Juglans regia</i> L.	+	+	+	-	+	-	-
V. Fam. Corylaceae							
10. <i>Carpinus betulus</i> L.	-	-	+	-	-	-	-
VI. Fam. Betulaceae							
11. <i>Betula pendula</i> Roth.	-	-	-	-	+	-	-
VII. Fam. Fagaceae							
12. <i>Quercus robur</i> L.	-	-	-	-	+	-	-
VIII. Fam. Ulmaceae							
13. <i>Ulmus laevis</i> Pall.	-	-	-	+	-	-	+
IX. Fam. Moraceae							
14. <i>Morus nigra</i> L.	+	-	-	-	-	-	-

X. Fam. Berberidaceae							
15. <i>Mahonia aquifolium</i> Nutt.	-	-	-	-	-	-	+
XI. Fam. Platanaceae							
16. <i>Platanus acerifolia</i> Willd.	+	-	-	-	-	-	+
XII. Fam. Rosaceae							
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.	-	-	+	-	-	-	-
XIII. Fam. Buxaceae							
21. <i>Buxus sempervirens</i> L.	-	-	-	+	-	-	-
XIV. Fam. Aceraceae							
22. <i>Acer negundo</i> L.	+	+	+	-	-	-	-
23. <i>A. platanoides</i> L.	-	+	-	+	-	-	+
24. <i>A. pseudoplatanus</i> L.	-	+	-	+	-	-	-
XV. Fam. Hippocastanaceae							
25. <i>Aesculus hippocastanum</i> L.	+	-	-	-	-	-	-
XVI. Fam. Tiliaceae							
26. <i>Tilia cordata</i> Mill	+	+	+	-	+	-	+
XVII. Fam. Oleaceae							
27. <i>Fraxinus excelsior</i> L.	-	-	+	-	-	-	-
28. <i>Syringa vulgaris</i> L.	+	-	-	-	-	-	-
29. <i>Ligustrum vulgare</i> L.	-	-	-	-	+	-	-
XVIII. Fam. Bignoniaceae							
30. <i>Catalpa bignonioides</i> Walter	+	-	-	-	-	-	-

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. 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 11 ex – 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 (Tab. 4.1.1).

Tabelul 4.1.2.

Spectrul taxonomic al speciilor erbacee, detectate în stațiunile de cercetare

Familii și specii	Indicii biologi	Stațiunile de cercetare						
		Calea Ieșilor	Bulevardul Moscova	Alecu Russo	Grădina Botanică			Str. Uzinelor (Sens giratoriu)
					Havuz	Pădure	Pinarium	
I. Fam. Ranunculaceae								
1. <i>Ranunculus acris</i> L.	Sp	-	-	-	-	-	+	-
II. Fam. Papaveraceae								
2. <i>Chelidonium majus</i> L.	R,Se	+	+	-	-	-	-	-
III. Fam. Urticaceae								
3. <i>Urtica dioica</i> L.	Se	+	-	-	-	-	-	-
IV. Fam. Caryophyllaceae								
4. <i>Stellaria media</i> L.(Vill.)	Sp	+	+	+	-	-	+	+
V. Fam. Chenopodiaceae								
5. <i>Chenopodium album</i> L.	R	+	+	-	-	-	-	-
VI. Fam. Polygonaceae								
6. <i>Polygonum aviculare</i> L.	R	+	-	-	-	-	-	-
VII. Fam. Rosaceae								
7. <i>Potentilla argentea</i> L.	Sp	-	-	+	-	-	-	-
8. <i>P. reptans</i> L.	Sp	-	-	-	-	-	-	+
9. <i>Geum urbanum</i> L.	R	+	+	-	+	+	-	-
VIII. Fam. Fabaceae								
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,Se	-	-	-	+	-	-	-
IX. Fam. Oxaliaceae								
15. <i>Oxalis acetosella</i> L.	Sp	+						
X. Fam. Geraniaceae								
16. <i>Geranium pratense</i> L.	Sp	-	-	+	-	-	-	-
XI. Fam. Hederaceae								
17. <i>Hedera helix</i> L.	Sp	+	-	-	-	-	-	-
XII. Fam. Apiaceae								
18. <i>Caucalis platycarpus</i> L.	R	-	+	-	-	-	-	-
XIII. Fam. Violaceae								
19. <i>Viola mirabilis</i> L.	Sp	+	+	+	+	+	-	+
XIV. Fam. Brassicaceae								
20. <i>Diplotaxis tenuifolia</i> (L.) DC	Se,R	-	+	-	-	-	-	-
21. <i>Rorippa austriaca</i> (Crantz.)Bess	Sp,Se	+	-	-	-	-	-	-
22. <i>Capsella bursa - pastoris</i> L., Medik	Sp,Se	+	-	-	-	-	-	-

XV. Fam. Boraginaceae								
23. <i>Symphytum officinale</i> L.	Sp	+						
XVI. Fam. Lamiaceae								
24. <i>Glechoma hederacea</i> L.	Sp,Se	+	+	-	-	-	-	-
25. <i>Ballota nigra</i> L.	Se	+	+	-	-	-	-	+
26. <i>Salvia verticillata</i> L.	Sp	-	-	-	-	-	+	-
XVII. Fam. Rubiaceae								
27. <i>Galium aparine</i> L.	Sp	+	-	-	-	-	-	-
28. <i>G. octonarium</i> Kloch/	Sp	-	-	+	-	-	-	+
XVIII. Fam. Asteraceae								
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	-	-	-	+	+	-	-
XIX. Fam. Poaceae								
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	-	-	+	-	-	-	-
Numărul total de specii	49	20	20	14	13	7	12	11
Numărul total de genuri	42	19	19	12	13	7	12	11
Numărul total de familii	19	14	11	6	5	5	6	7

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. 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.

Rezultatele cercetărilor demonstrează că flora investigată indică un grad înalt al influenței factorului antropic, specific pentru ecosistemele urbane [27].

4.2. Analiza spectrului bio-ecologic și fitogeografic al plantelor lemnoase și erbacee din stațiunile cercetate

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: 4.2.1

Spectrul fitogeografic și ecologic al dendroflorii din stațiunile de cercetare

Filumul, Familia și specia	Biomorfa	Geoelementul	Indicii ecologici				
			Umiditate a	Temperatur a	pH	Troficitatea	Lumina
Filumul Pinophyta							
XIX. Fam. Pinaceae							
1. <i>Picea abies</i> (L.) Karst.	Ph	Centr eur și nordic	Mezohi gr., higr	microt erm	Mod acid	oligom ezotr	scia
2. <i>P. pungens</i> Engelm.	Ph	Am d N	xer	-	-	oligom ezotr	-
3. <i>Pinus nigra</i> Arnold	Ph	Eur	xer	Subter m,- term	-	eurit	hel
4. <i>P. strobus</i> L.	Ph	Am d. N	xer	-	-	mezotr	helscia
XX. Fam. Taxodiaceae							
5. <i>Thuja occidentalis</i> L.	Ph	Am d N	xer	euriter	-	mezotr	helscia

				m			
6. <i>Juniperus communis</i> L.	Ph	Medit	mez	-	Slab-p acid	Oligotr mezotr	hel
Filumul Magnoliophyta							
XXI. Fam. Salicaceae							
7. <i>Salix alba</i> L.	Ph	-	higr	-	-	Eutr, mezotr	-
8. <i>Populus italica</i> (Duroi) Moenh	Ph	Euras	Mezohi gr, higr	-	-	eutr	-
XXII. Fam. Juglandaceae							
9. <i>Juglans regia</i> L.	Ph	Centr eur, balc., cauc.	Mez., xer	Subter m.	-	eutr	-
XXIII. Fam. Corylaceae							
10. <i>Carpinus betulus</i> L.	Ph	Centr. eur	mez	-	-	Mezotr, eutr	hel
XXIV. Fam. Betulaceae							
11. <i>Betula pendula</i> Roth.	Ph	Euras	eurif	-	p. acid	oligotr	hel
XXV. Fam. Fagaceae							
12. <i>Quercus robur</i> L.	Ph	-	mez	-	-	eurit	-
XXVI. Fam. Ulmaceae							
13. <i>Ulmus laevis</i> Pall.	Ph	Eur	Mez., mezohi gr	-	-	eurit	-
XXVII. Fam. Moraceae							
14. <i>Morus nigra</i> L.	Ph	Medit	xerome z	-	-	mezotr	hel
XXVIII. Fam. Berberidaceae							
15. <i>Mahonia aquifolium</i> Nutt.	Ph	Am d N	xerome z	-	-	Mezotr. , euitr	-
XXIX. Fam. Platanaceae							
16. <i>Platanus acerifolia</i> Willd.	Ph	Eur	mezoxe r	-	-	Mezotr. , euitr	-
XXX. Fam. Rosaceae							
17. <i>Malus domestica</i> Borkh	Ph	-	mez	-	-	mezotr	-
18. <i>Sorbus aucuparia</i> L.	Ph	-	mez	-	-	Oligotr, mezotr	-
19. <i>Crataegus pinnatifida</i> Bunge	Ph	-	mezoxe r	-	-	oligotr	helscia
20. <i>Spiraea vanhouttei</i> (Briot) Zab.	Ph	-	xerome z		-	mezotr	hel
XXXI. Fam. Buxaceae							
21. <i>Buxus sempervirens</i> L.	Ph	Medit	xer	term	-	mezotr	helscia

XXXII. Fam. Aceraceae							
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	-
XXXIII. Fam. Hippocastanaceae							
25. <i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Ph	Balc	mez	term	-	mezotr	hescia
XXXIV. Fam. Tiliaceae							
26. <i>Tilia cordata</i> Mill	Ph	Eur, med	Xeromez, mez	-	-	eutr	-
XXXV. Fam. Oleaceae							
27. <i>Fraxinus excelsior</i> L.	Ph	Eur	Mez. mezohigr	mezoterm	-	mezotr	-
28. <i>Syringa vulgaris</i> L.	Ph	Carp – balc.	xeromez	Term, subterm	-	oligotr	hel
29. <i>Ligustrum vulgare</i> L.	Ph	Euras, submedit	Xeromez, mez	-	-	mezotr	-
XXXVI. Fam. Bignoniaceae							
30. <i>Catalpa bignonioides</i> Walter	Ph	Am d N	Mez	term	-	eurit	hel

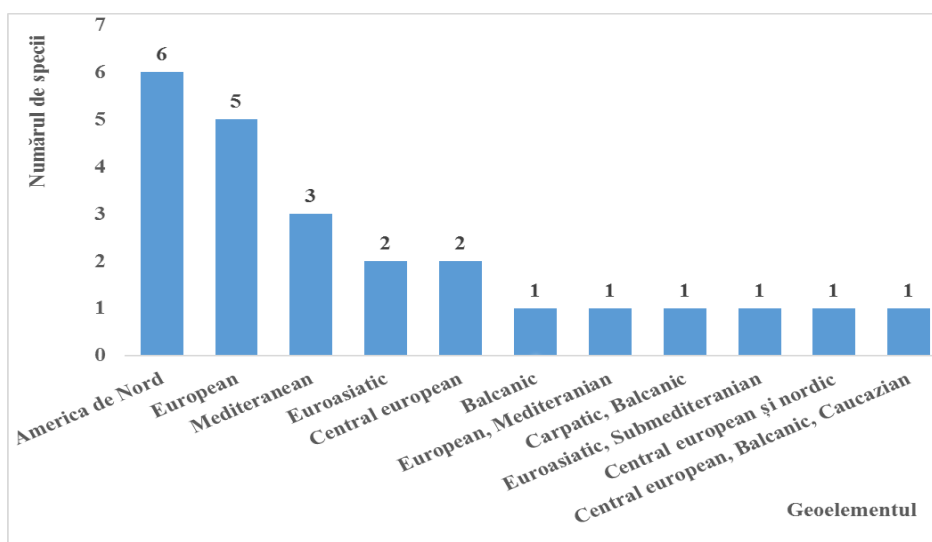


Fig. 4.2.1 Spectrul fitogeografic al dendroflorei

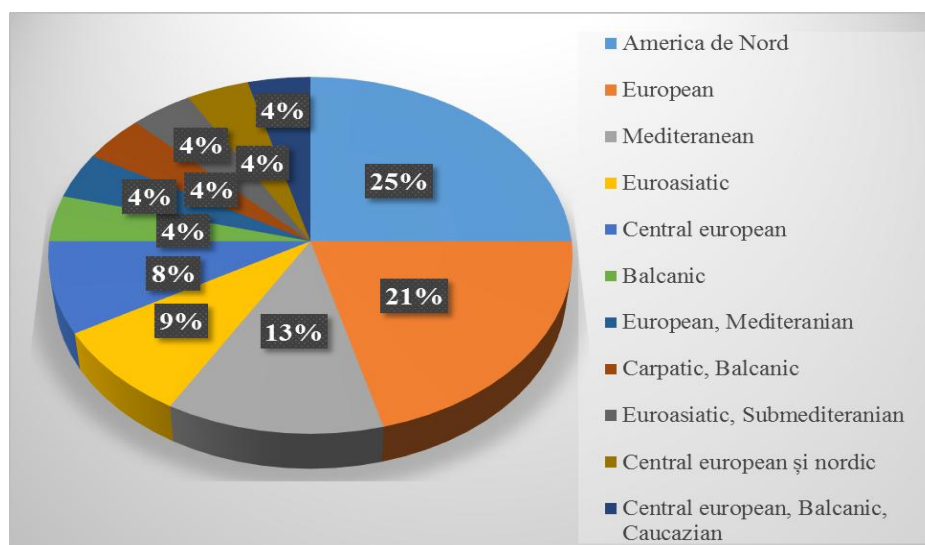


Fig. 4.2.2 Raportul procentual al geoelementelor

În stațiunile cercetate prevalează speciile de origine Americană (America de Nord) (Tab. 4.2.1, Fig. 4.2.1 și 4.2.2). 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 Mediteranian 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 (Tab. 4.2.1, Fig. 4.2.1 și 4.2.2).

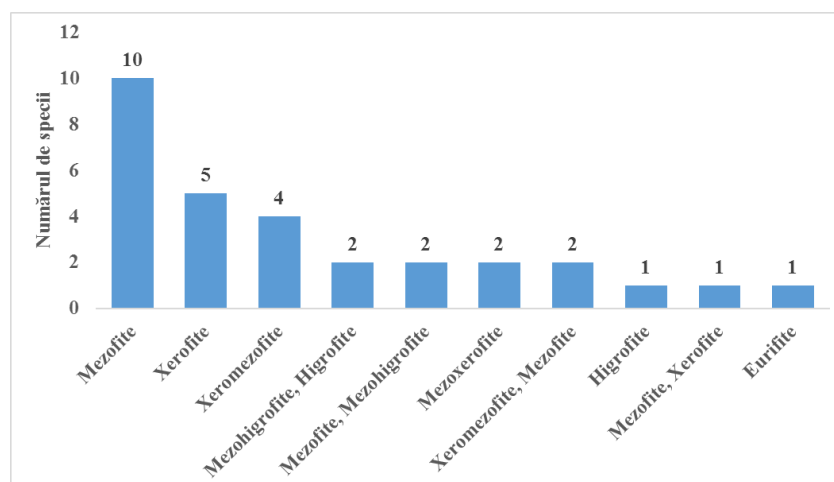


Fig. 4.2.3 Spectrul ecologic al dendrofloriei în raport cu umiditatea

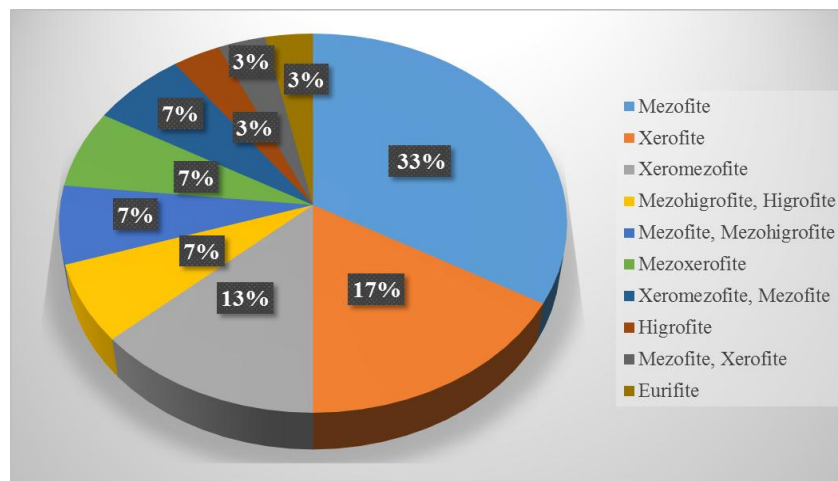


Fig. 4.2.4 Raportul procentual al grupelor ecologice în raport cu factorul umiditatea

Analiza spectrului ecologic al dendrofloriei stațiunilor cercetate include grupele ecologice în raport cu factorii umiditatea și toxicitatea. 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. 4.2.1, Fig. 4.2.3 și 4.2.4). 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*) (Tab. 4.2.1). Xeromezofitele reprezentate de patru specii la revine 13% din total. Celelalte categorii ecologice sunt reprezentate a câte 1 – 2 specii.

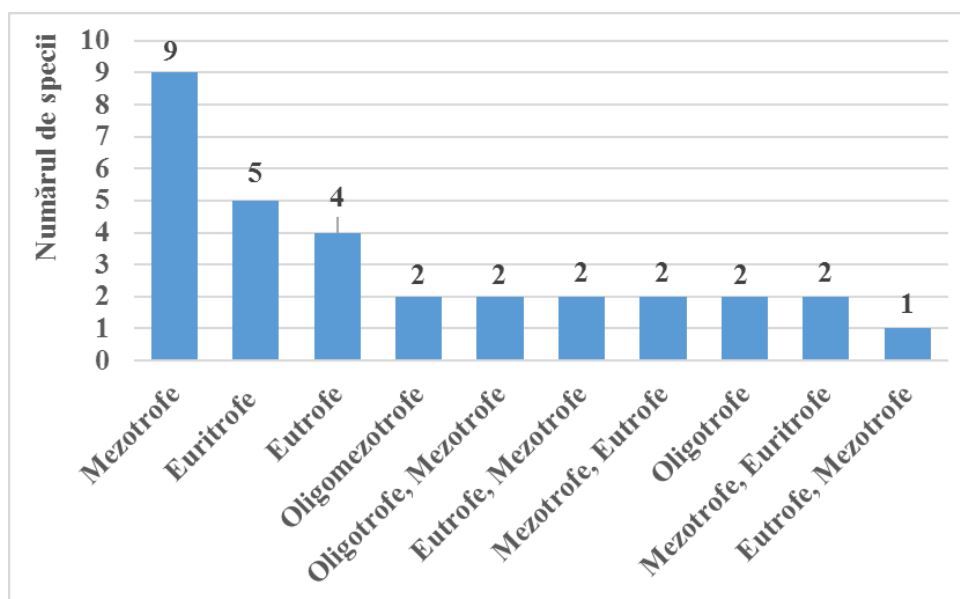


Fig. 4.2.5 Spectrul ecologic al dendroflorei în raport cu factorul troficitatea

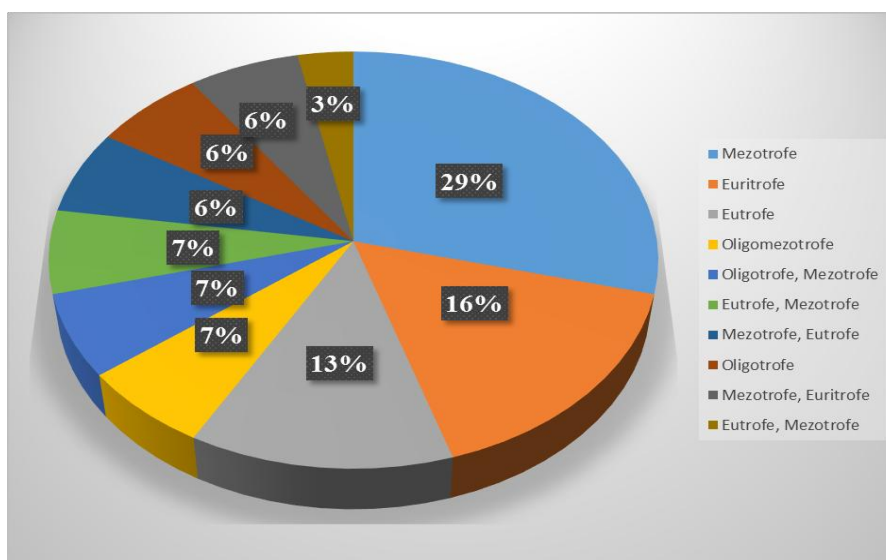


Fig. 4.2.6 Raportul procentual al grupelor ecologice în raport cu factorul troficitatea

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) (Tab. 4.2.1, Fig. 4.2.5 și 4.2.6).

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. 4.2.2)

Tabelul 4.2.2

Spectrul bioecologic și fitogeografic al speciilor erbecce din stațiunile de cercetare

Familii și specii	Biomorfa	Geoelementul	Indicii ecologici				
			Umiditatea	Temperatura	pH	Troficitatea	Lumina
I. Fam. Ranunculaceae							
1. <i>Ranunculus. acris L.</i>	H	Centr. eur	Mezohigr.	euriterm	-	-	-
II. Fam. Papaveraceae							
2. <i>Chelidonium majus L.</i>	H	euras	mez	-	-	-	helscia
III. Fam. Urticaceae							
3. <i>Urtica dioica L.</i>	H	cosm	Mez, mezohigr	-	-	-	-
IV. Fam. Caryophyllaceae							
4. <i>Stellaria media L.(Vill.)</i>	T, Ht	Cosm	mez	-	-	-	-
V. Fam. Chenopodiaceae							
5. <i>Chenopodium album L.</i>	T	Cosm	mez	-	-	eutr	-
VI. Fam. Polygonaceae							
6. <i>Polygonum aviculare L.</i>	T	cosm	mezoxer	-	-	-	-
VII.Fam. Rosaceae							
7. <i>Potentilla argentea L.</i>	H	Euras	xeromez	-	Mod, slab acid	-	-
8. <i>P. reptans L.</i>	H	Euras	Mezohigr	-	-	mezotr	-
9. <i>Geum urbanum L.</i>	H	Med. circ	Mez.-mezohigr	-	-	eutr	hel
VIII. Fam. Fabaceae							
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	-
IX. Fam. Oxaliaceae							
15. <i>Oxalis acetosella L.</i>	H	Circ	Mez, mezohigr	euritr	-	-	scia
X. Fam. Geraniaceae							

16. <i>Geranium pratense</i> L.	H	Euras. cont	mez	-	-	mezotr	-
XI. Fam. Hederaceae							
17. <i>Hedera helix</i> L.	Ph	Atl, medit	mez	-	-	mezotr	-
XII. Fam. Apiaceae							
18. <i>Caucalis platycarpus</i> L.	T	-	xeromez	-	-	-	-
XIII. Fam. Violaceae							
19. <i>Viola mirabilis</i> L.	H	Euras	Xeromez, mez	-	-	eutr	Scia, helscia
XIV. Fam. Brassicaceae							
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	-
XV. Fam. Boraginaceae							
23. <i>Symphytum officinale</i> L.	H	Med. Euras	Mezohigr	-	-	-	-
XVI. Fam. Lamiaceae							
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	mezoterm	-	-	-
XVII. Fam. Rubiaceae							
27. <i>Galium aparine</i> L.	T	Circ	Mez., mezohigr	-	-	eutr	-
28. <i>G. octonarium</i> Klokov	H	Pont	Xer. xeromez	-	-	-	-
XVIII. Fam. Asteraceae							
29. <i>Erigeron annuus</i> L. (Pers.)	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	Xeromez, mezohigr	-	-	-	-
33. <i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	G	euras	Xeromez, mezohigr	-	-	-	-
34. <i>C. palustre</i> (L.) Scop.	Ht	Euras	Mezohigr.	-	-	-	-

			, 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., mezohigr	-	-	-	-
38. <i>Taraxacum officinalis</i> Wigg.	H	Euras	Xeromez , mez	-	-	-	-
39. <i>Hieracium pilosella</i> L.	H	Euras	Xeromez , mez	-	-	oligotr	-
XIX. Fam. Poaceae							
40. <i>Elytrigia repens</i> (L) Nevski	G	Med. Circ	mez	-	-	-	-
41. <i>Festuca pratensis</i> Huds.	H	Euras	Mez., mezohigr	-	-	Eutr., mezotr	-
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 subme dit	Xer, xeromez	subter m	-	oligotr	-
47. <i>Phragmites australis</i> (Cav.) <i>Trinex</i> . Steud.	G, HH	Cosm	higr	-	-	-	-
48. <i>Cynodon dactylon</i> Rich (L)	G	Cosm	xeromez	subter m	-	-	-
49. <i>Setaria viridis</i> L.	T	Cosm	Xeromez , mez	-	-	-	-

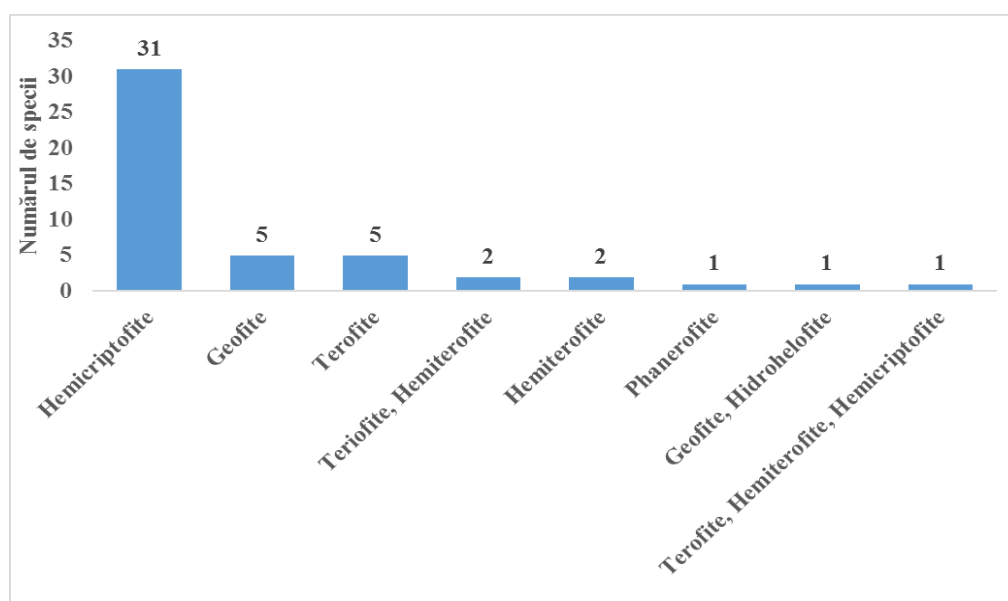


Fig. 4.2.7 Spectrul biomorfelor

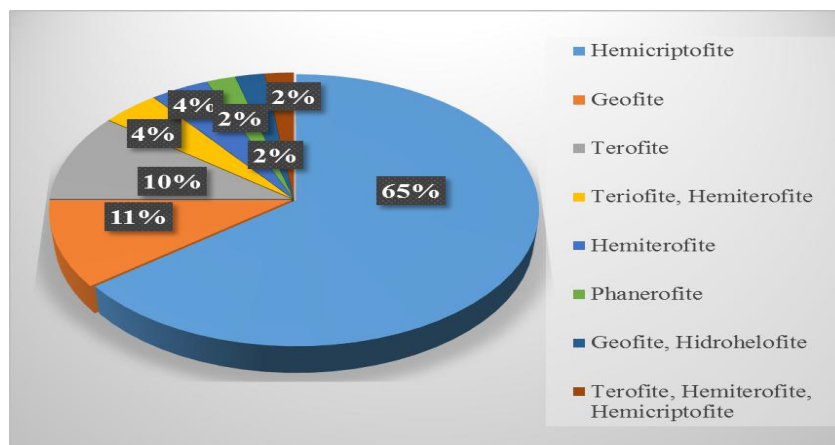


Fig. 4.2.8 Raportul procentual al biomorfelor

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) (Tab. 4.2.2, Fig. 4.2.7 și 4.2.8).

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. 4.2.2, Fig. 4.2.7 și 4.2.8).

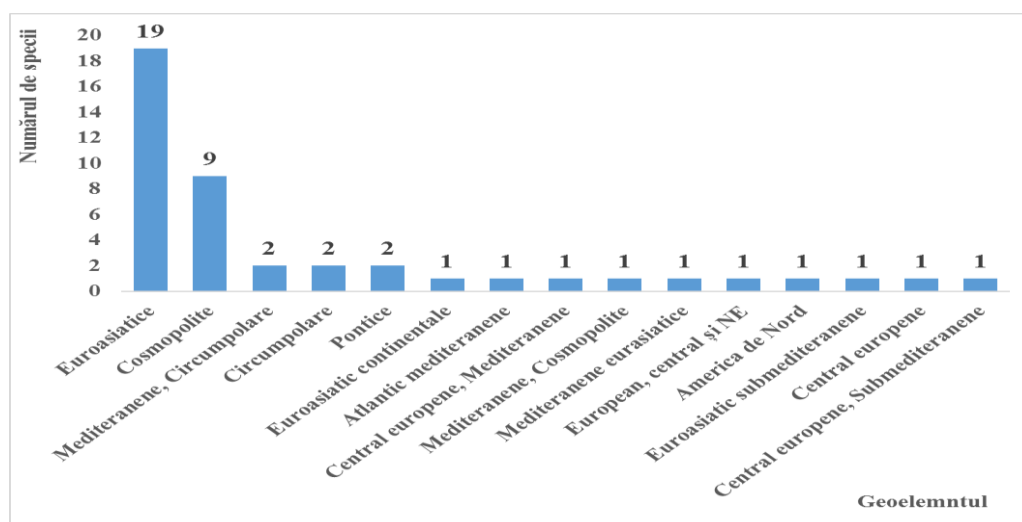


Fig. 4.2.9 Spectrul geoelementelor

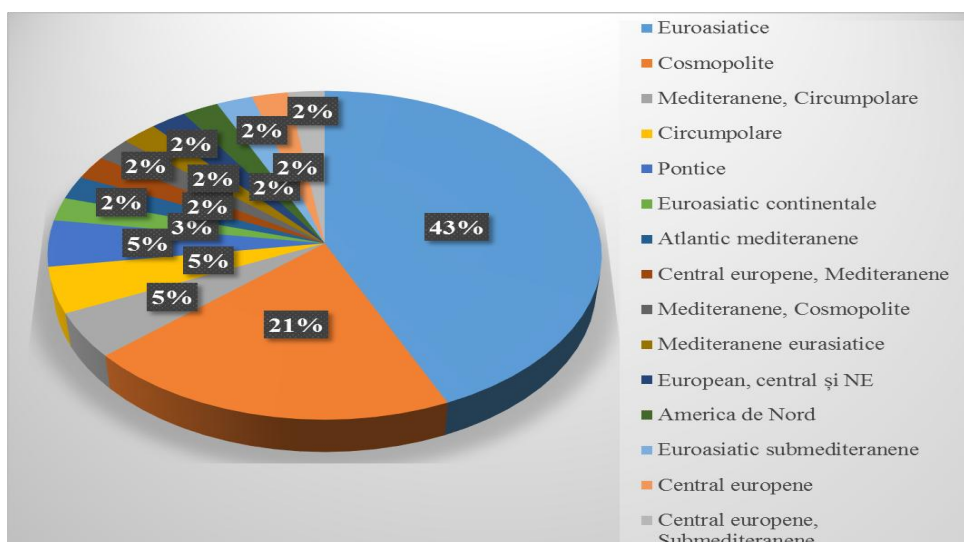


Fig. 4.2.10 Raportul procentual al geoelementelor

Spectrul fitogeografic a speciilor de plante erbacee din stațiunile de cercetare este reprezentat de 15 centre de origine (Tab. 4.2.2). 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 (Tab. 4.2.2, Fig. 4.2.9 și 4.2.10).

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 [27]

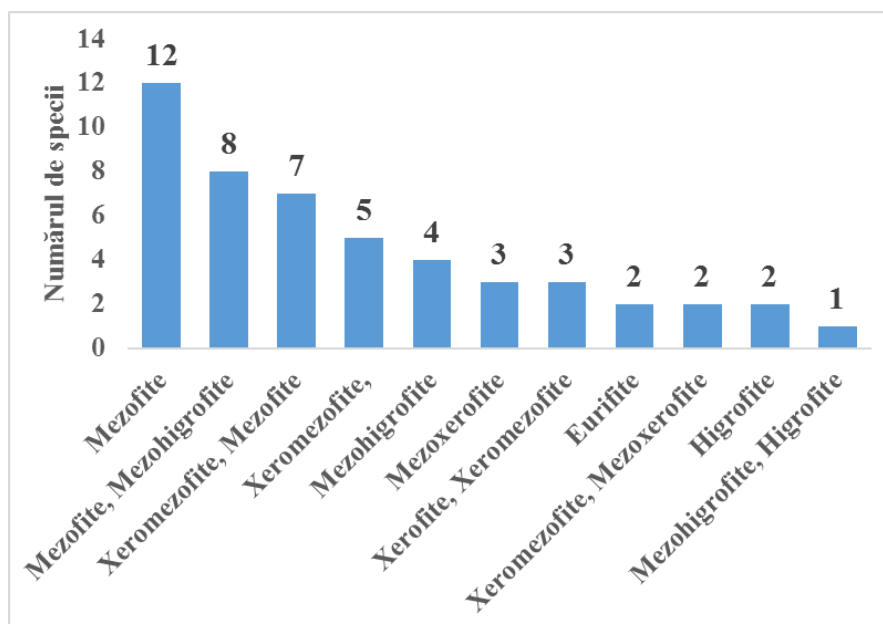


Fig. 4.2.11 Spectrul ecologic în raport cu factorul umiditatea

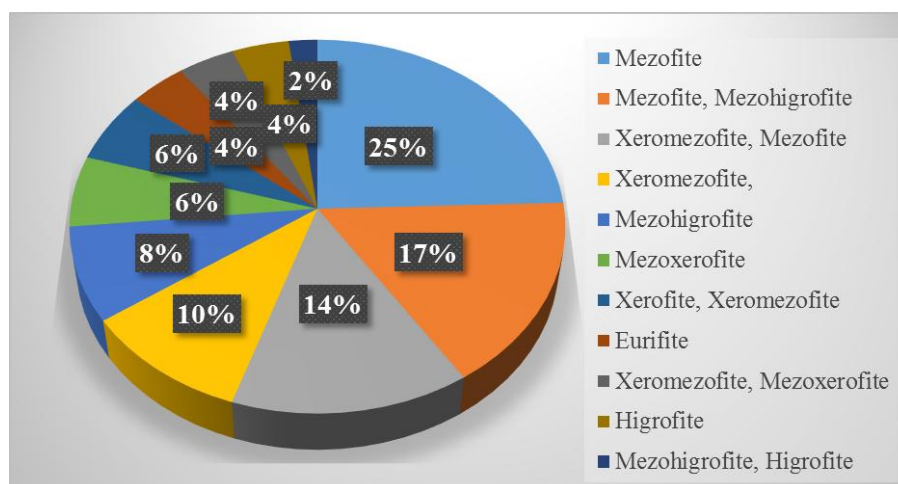


Fig. 4.2.12 Raportul procentual al grupelor ecologice în raport cu factorul umiditatea

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.

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.

Concluzii la capitolul 4

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.

Învelișul erbaceu din stațiunile studiate include 49 specii, din 42 genuri, grupate în 19 familii.

Rezultatele cercetărilor demonstrează că flora investigată indică un grad înalt al influenței factorului antropic, specific pentru ecosistemele urbane [27].

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.

5. IMPACTUL EMISIILOR AUTO ASUPRA COMPONENTELOR VEGETALE

5.1 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 [15].

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 [4].

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 [89, 248].

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 SO_2 , As_2O_3 , H_2S , ierbicide, insecticide, cloroform și al. [4, 38, 60]. 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 [3-5, 59]. Conform rapoartelor Serviciului Hidrometeorologic de Stat [227] 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 $\text{CM}_{\text{Amm}} = 25\%$ – 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 $\text{CM}_{\text{Amm}} = 7-14\%$). Cea mai mare frecvență a depășirii CM_{Amm}

= 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. [60]. 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: Calea Ieșilor > Gr. Botanică > bd. Moscova > str. Alecu Russo > CET 1 [176].

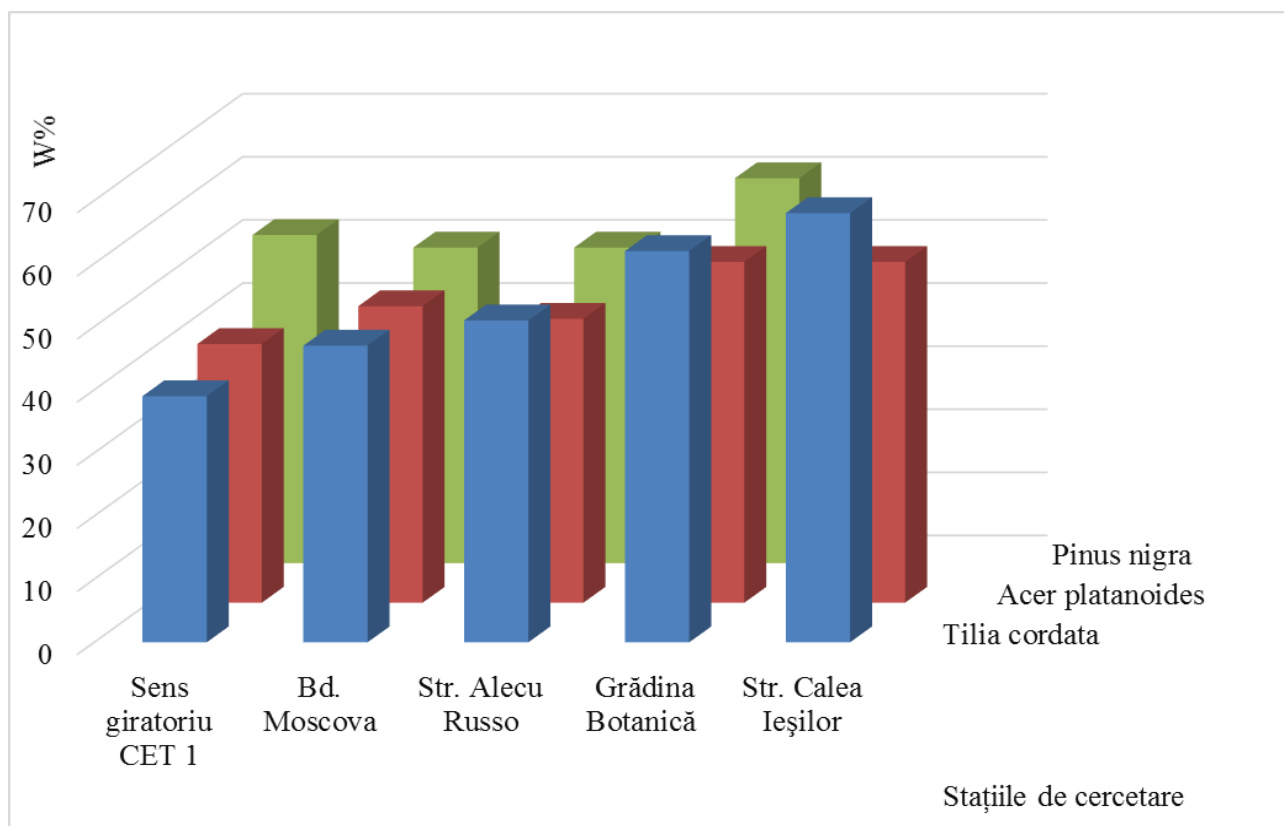


Fig. 5.1.1 Variația conținutului total de apă în frunze (%)

Penru *Tilia cordata* (Fig. 5.1.1) 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%. *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% (Tabelul A 1.1, Fig. A 3.1 - A 3.3).

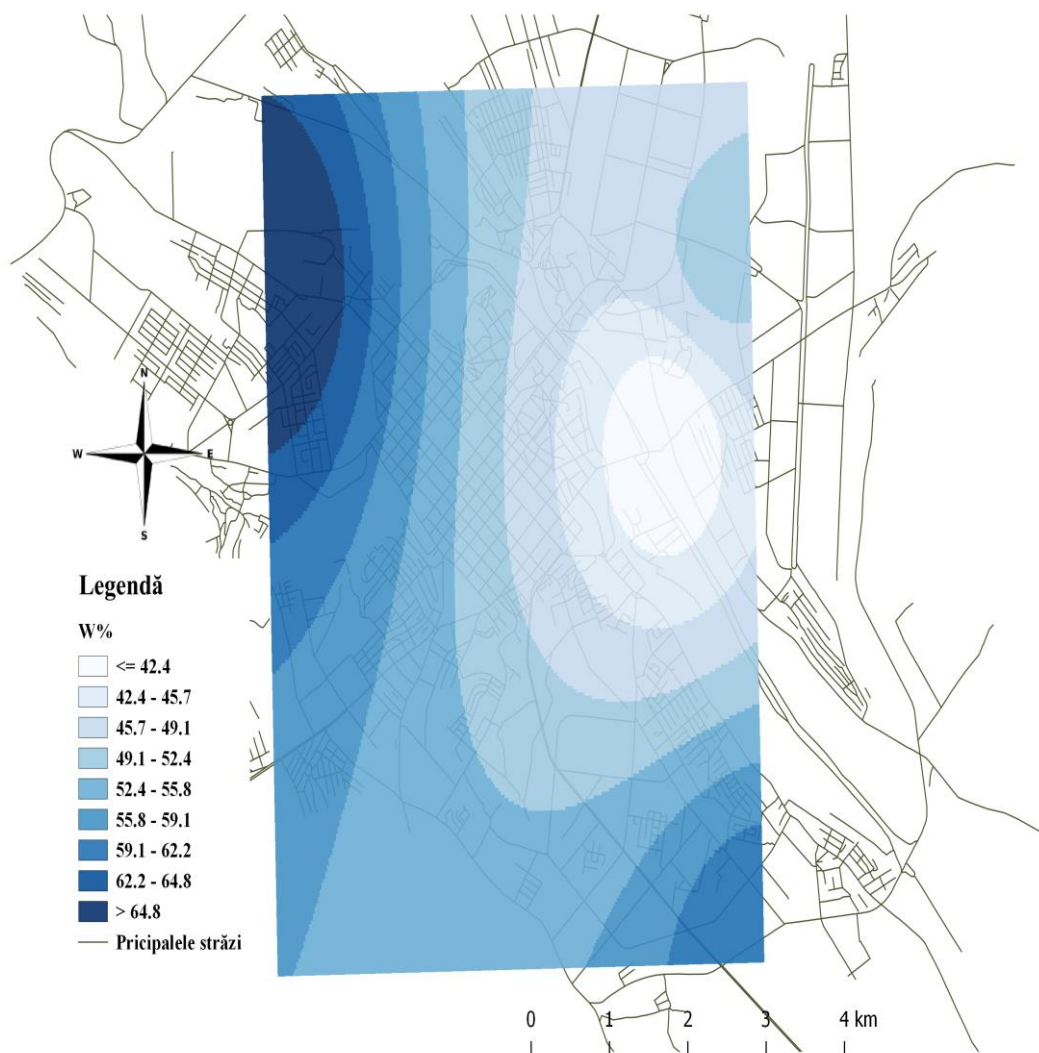


Fig. 5.1.2 Harta schemă privind distribuția conținutului total de apă în frunzele de *Tilia cordata* Mill

Analizând fig. 5.1.2 constatăm că conținutul total de apă în frunzele de *Tilia cordata* scade odată cu gradul de poluare a aerului atmosferic (fig. 3.3.4 – 3.3.6).

Între conținutul total de apă în frunzele de *Tilia cordata* și concentrația de NO_2 (fig. 3.3.4 – 3.3.6) s-a înregistrat o corelație pozitivă, cu un coeficient $r^2 = 0,9073$ (fig. 5.1.3). Această corelație s-a înregistrat doar pentru specia *Tilia cordata*, nu și pentru celelalte (*Acer platanoides* și *Pinus nigra*).

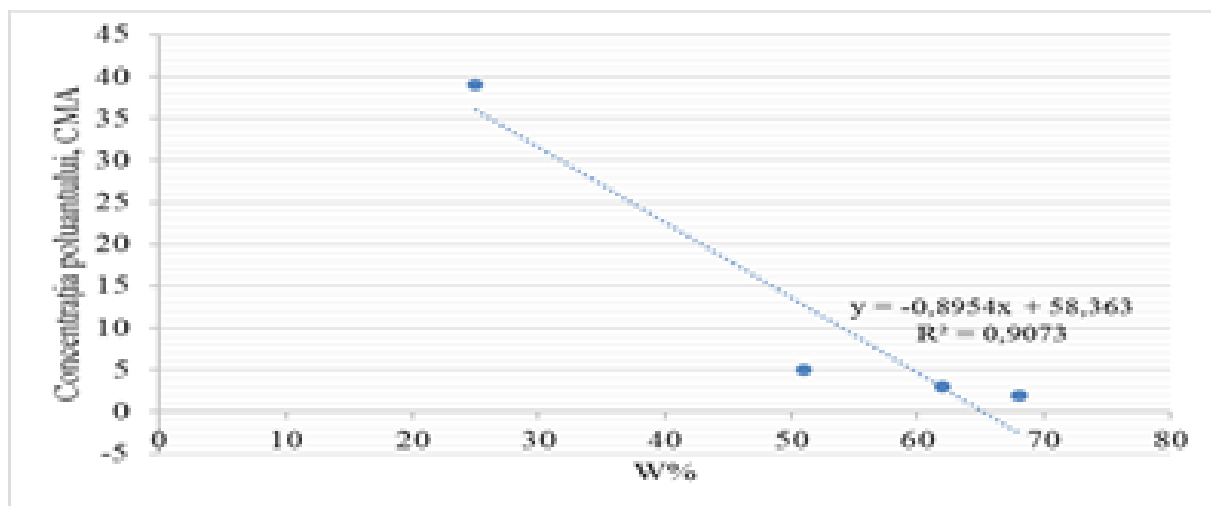


Fig. 5.1.3 Corelația între concentrația apei în frunzele de *Tilia cordata* și nivelul de poluare a aerului atmosferic în EUC cu NO².

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 [60] 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. 2.2.1 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 - 2,1 mg/g substanță proaspătă (subs. pr.) al clorofilei „a” la *Tilia cordata* (fig. 5.1.4) în stațiunea sunsul giratoriu CET 1, urmată de Alecu Russo cu 2,5 mg/gr s. pr.; Bd. Moscova cu 2,9 mg/gr s. pr., și stațiunea de control Grădina Botanică cu 3,1 mg/gr s. pr. iar valori maxime s-au înregistrat în stația din partea de NV a orașului (Calea Ieșilor) cu 4,0 mg/g s. pr. (Fig. 5.1.4). Diferența minimal semnificativă pentru această specie este 1,6 mg/g s. pr. (Fig. A 3.4 – A 3.6).

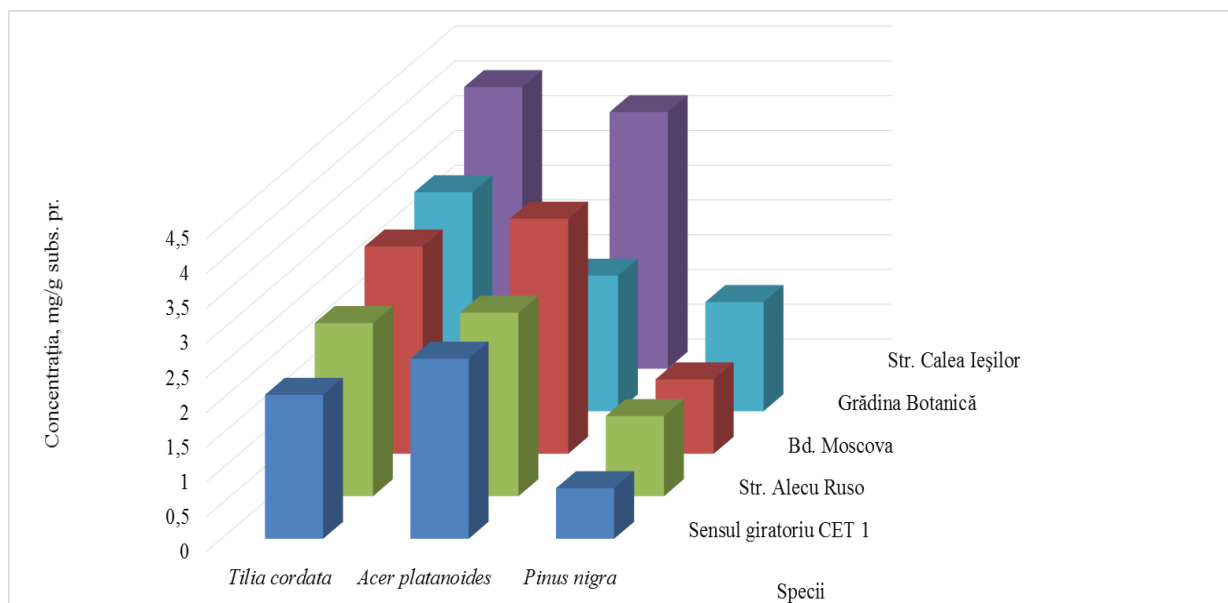


Fig. 5.1.4 Conținutul clorofilei a în frunzele unor specii de arbori

Pentru clorofila „b” nu s-a înregistrat o diferență minimă semnificativă (0,11mg/g s.pr.), valorile acestea variind între 0,8 și 0,9 mg/gr s. pr. Suma concentrației pigmentilor asimilatori („a”+„b”) (Tabelul A 1.2) la fel și raportul („a”/„b”) (Tabelul A 1.3) au aceeași tendință Sensul giratoriu CET 1 < Str. Alecu Russo < Bd. Moscova < Grădina Botanică < Calea Ieșilor (Fig. 5.1.5).

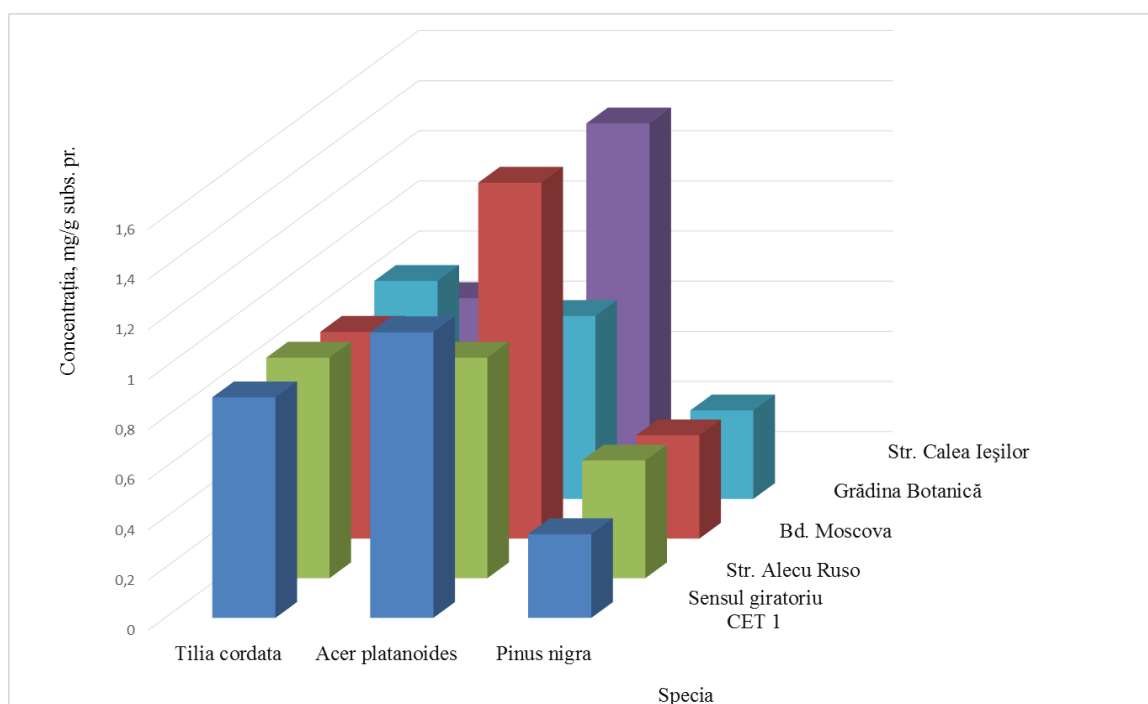


Fig. 5.1.5 Conținutul clorofilei b în frunzele unor specii de arbori

Pentru *Acer platanoides* cel mai ridicat conținut (3,7 mg/g) subs. pr. al clorofilei „a” a fost înregistrat în stația Calea Ieșilor (fig. 5.1.4), urmată de Bd. Moscova cu 3,4 mg/gr s. pr., iar celelalte stații nu au înregistrat diferențe semnificative (0,7 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 (1,0 mg/g subs. pr.) (Fig. 5.1.6).

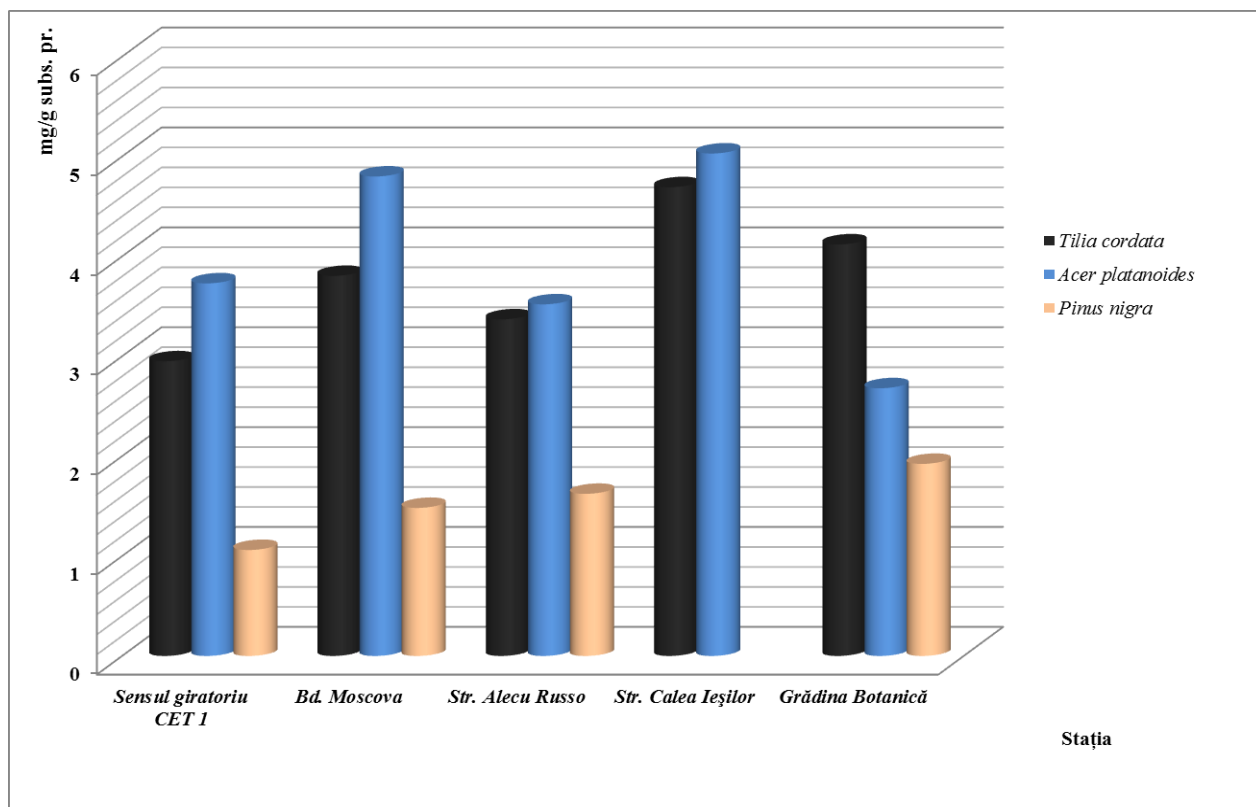


Fig. 5.1.6 Conținutul clorofilei (a+b) în frunzele unor specii de arbori

Concentrația pigmentilor asimilatori pentru *Pinus nigra* în stațiile cercetate indică diferențe minimal semnificative (0,3 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.

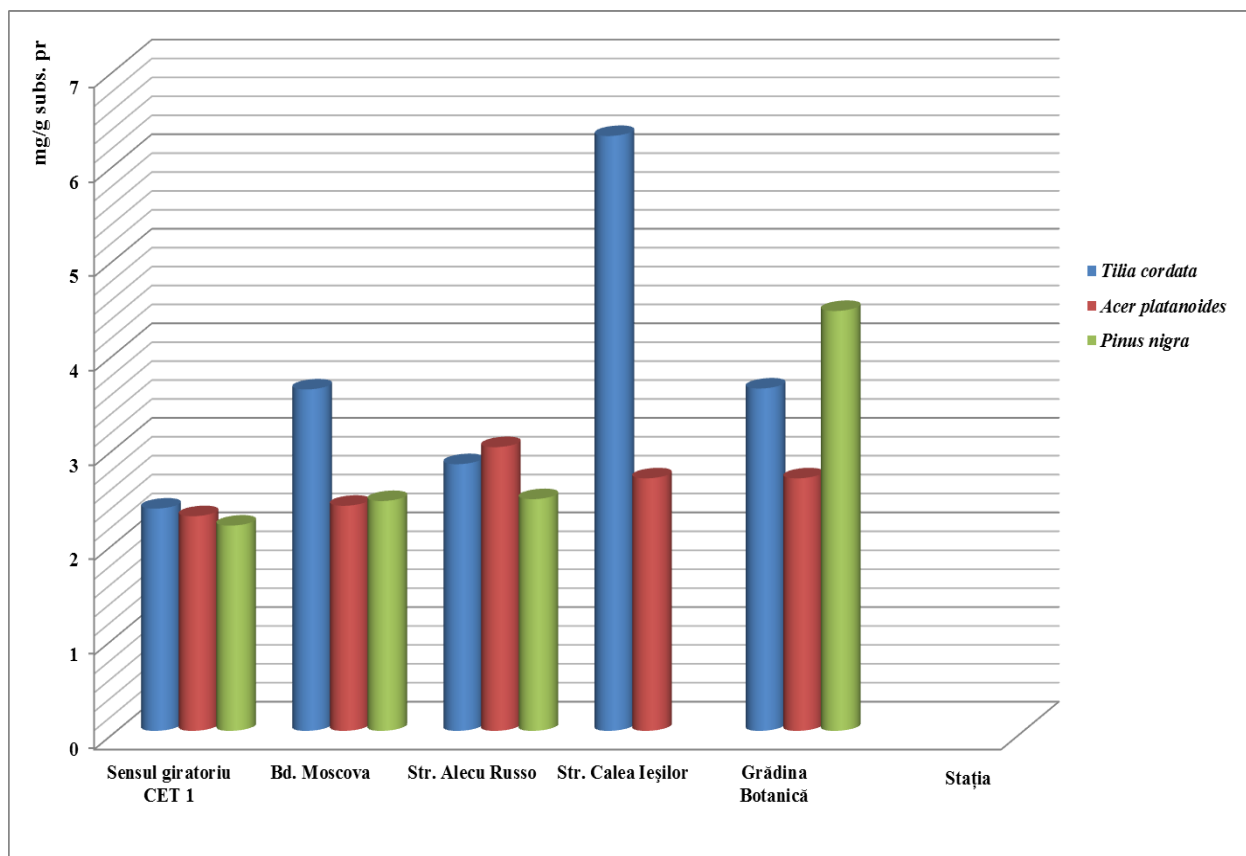


Fig. 5.1.7 Conținutul clorofilei (a/b) în frunzele unor specii de arbori

În lucrarea [60] 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 nesemnificativ 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 [38, 60].

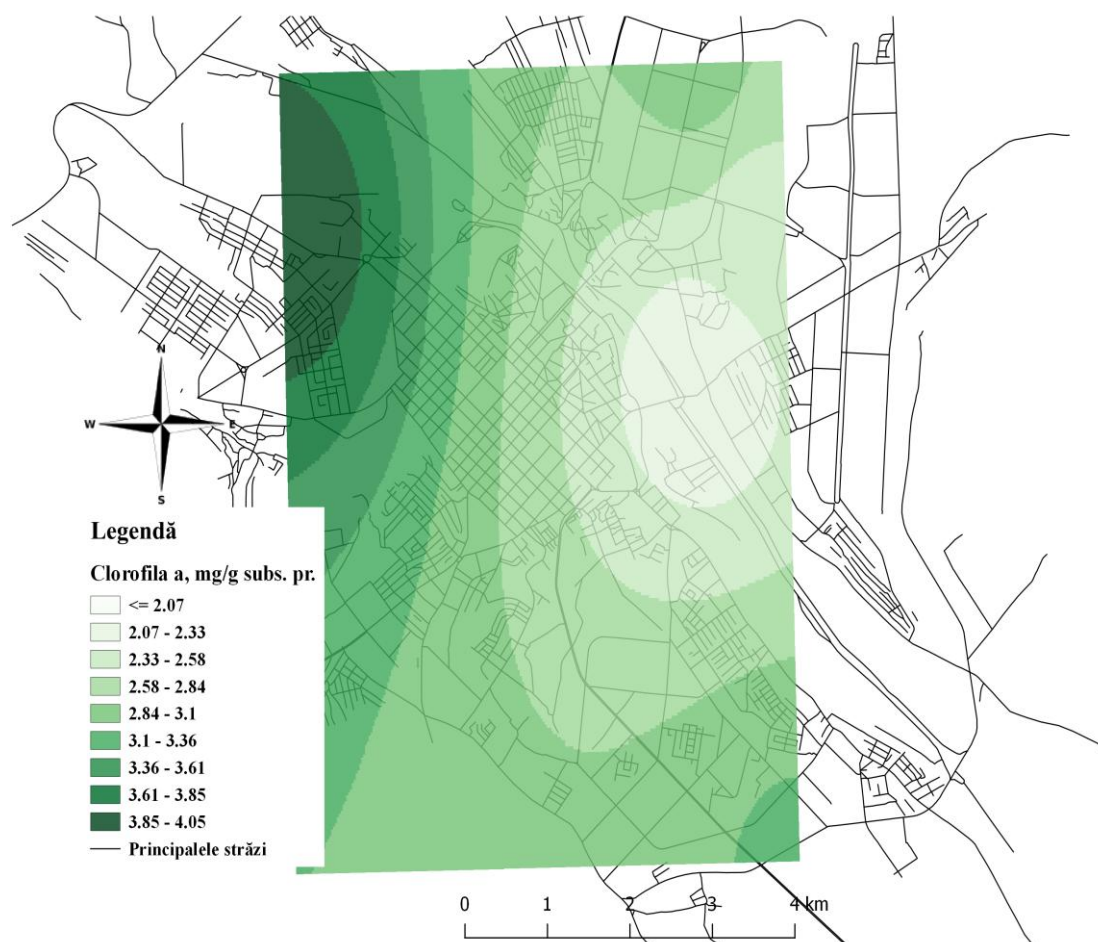


Fig. 5.1.8 Harta schemă privind distribuția conținutului cloroflei a în frunzele de *Tilia cordata* Mill

Analizând fig. 5.1.2 și 5.1.8 dar și fig. 3.3.4 – 3.3.6 observăm că stația din sectorul centru al orașului cu trafic auto intens înregistrează cea mai scăzută cantitate a apei totale cât și concentrație a cloroflei „a”. Localizarea impactului poluanților atmosferici este determinată și de direcția vântului. Astfel, masele de aer cu poluanți din spațiul orășenesc sunt direcționate în direcția S-SE a orașului unde se află și Grădina Botanică.

5.2. Acumularea azotului și sulfului în frunzele unor 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 (NO₂), acidul azotos (HONO), amoniac (NH₃), monoxid de carbon (CO), dioxid de carbon (CO₂), dioxid de sulf (SO₂), 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 [220].

Oxidul azotului emis de autovehicule este ușor oxidat în aer. Rata de conversie a NO în NO₂ se reduce în condițiile temperaturilor scăzute sau când valorile O₃ sunt scăzute [179]. Raportul dintre NO și NO₂ va scădea odată cu distanța de la marginea drumului, și va depinde de factori meteorologici.

În lucrarea [75] autorii menționează că odată cu depărtarea de șosea scade concentrația oxizilor de azot. Pentru NO_x la distanța 30m de șosea concentrația scade cu 50%.

În aceeași lucrare [75] se menționează că influența transportului auto asupra nivelurilor de poluare pot fi detectate mult mai departe.

Autorul CAPE J. N. [85] menționează că oxizii de azot și NH₃ sunt strâns legați de intensitatea traficului. În cazul HONO, deși concentrațiile sunt relativ scăzute în comparație cu NO₂, rata de depunere este mult mai mare, ceea ce sugerează că NH₃ poate contribui în mod egal la depunerile de azot de-a lungul șoselelor. Viteza mare de depunere a HONO și NH₃ sugerează că concentrațiile acestor gaze vor scădea mai rapid cu distanța de la drum decât cele de NO_x și nu vor avea un impact asupra vegetației, ci doar în preajma șoselei.

Concentrația oxizilor de azot (NO_x) 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 [81] 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 [29] 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. 5.2.1 și 5.2.2 constatăm că concentrația maximă de azot total în frunzele verzi pentru *Tilia cordata* s-a înregistrat la stația str. Alecu Russo 3,4% și str. Calea Ieșilor 3,1%.

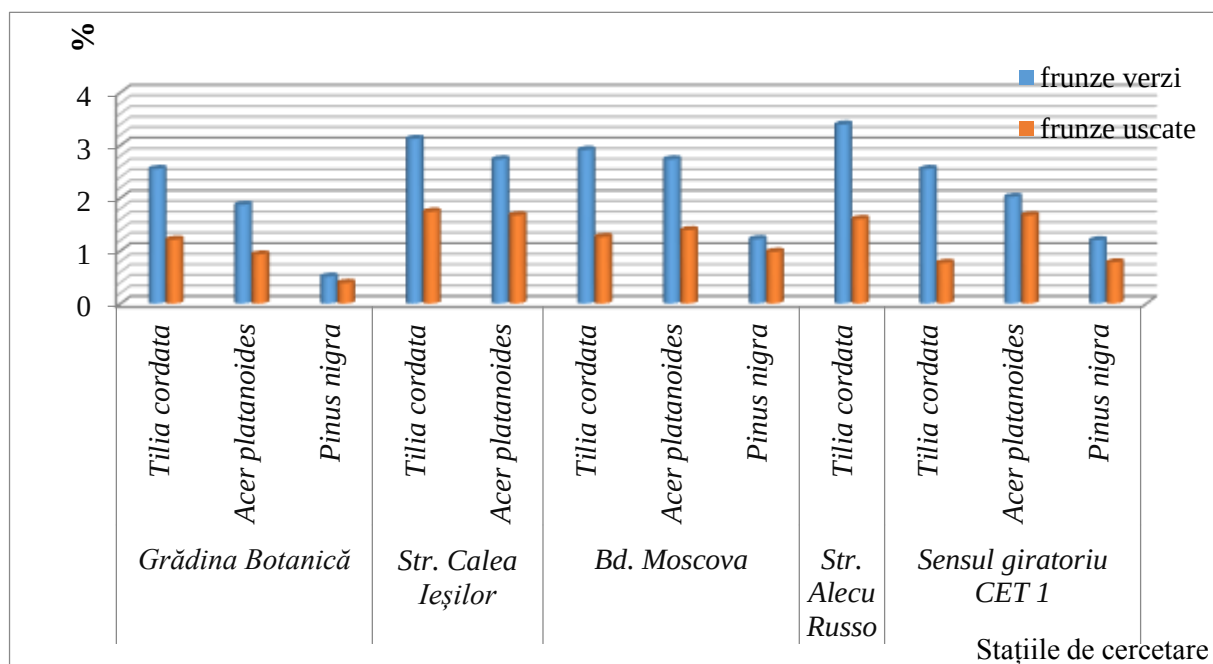


Fig. 5.2.1 Concentrația azotului total în frunzele verzi și uscate ale unor specii de arbori

Pentru celelalte stații nu a fost înregistrată o diferență minimal admisibilă (0,4 %), cu excepția bd. Moscova, care a prezentat o creștere nesemnificativă (Tabelul A 2.1, Fig. A 4.1 – A 4.3).

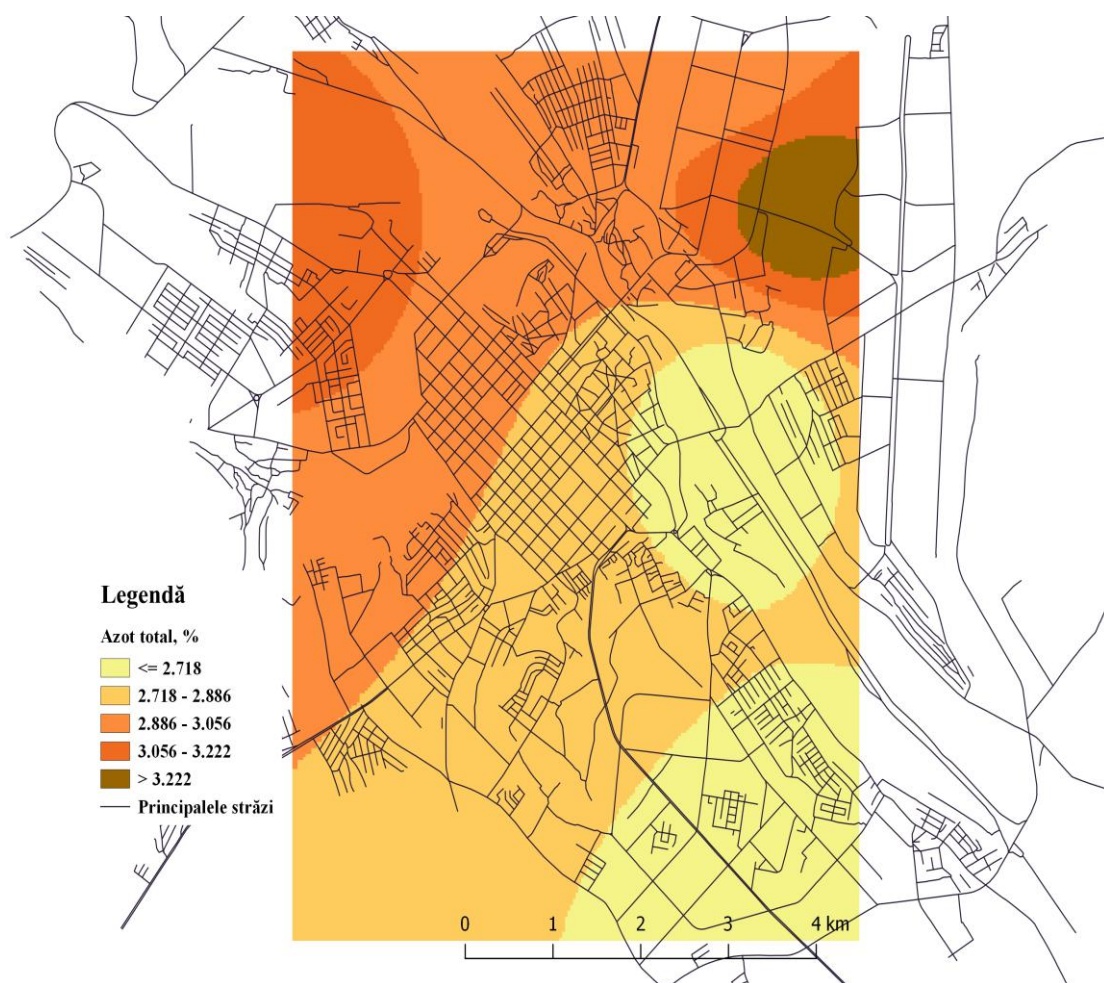


Fig. 5.2.2 Harta schemă privind conținutul azotului total în frunzele verzi de *Tilia cordata* Mill

Acer platanoides a prezentat creșteri a concentrației de azot total în stațiile Calea Ieșilor și bd. Moscovei de 2,7%.

La *Pinus nigra* au fost înregistrate concentrații maxime în stațiile bd. Moscova și sensul giratoriu de la CET 1 (Fig. 5.2.1). Această tendință s-a manifestat și în cazul conținutului de clorofilă („a” și „b”), si este dependentă de concentrația poluanților aerului atmosferic (NO_2 depășește CMA).

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 (1,7%) și str. Alecu Russo (1,6%), iar minimă s-a păstrat în sensul giratoriu CET 1 (0,8%) (Fig. 5.2.1). Stațiile Grădina Botanică și bd. Moscova au tendința de depășire a diferenței minime semnificative (0,4%) față de sensul giratoriu CET 1 (Tabelul A

2.2). Frunzele uscate ale speciei *Acer platanoides*, ca și în cazul frunzelor verzi, păstrează aceeași tendință: valoare minimă a fost înregistrată în stația Grădina Botanică (0,9%), iar str. Calea Ieșilor și sensul giratoriu CET 1 au înregistrat valori maxime (1,7%). Pentru *Pinus nigra*, la fel ca și pentru acele verzi, în cele uscate a fost înregistrate valori maxime în stațiile bd. Moscova (0,9%) și sensul giratoriu CET 1 (0,8%) (Fig. 5.2.1).

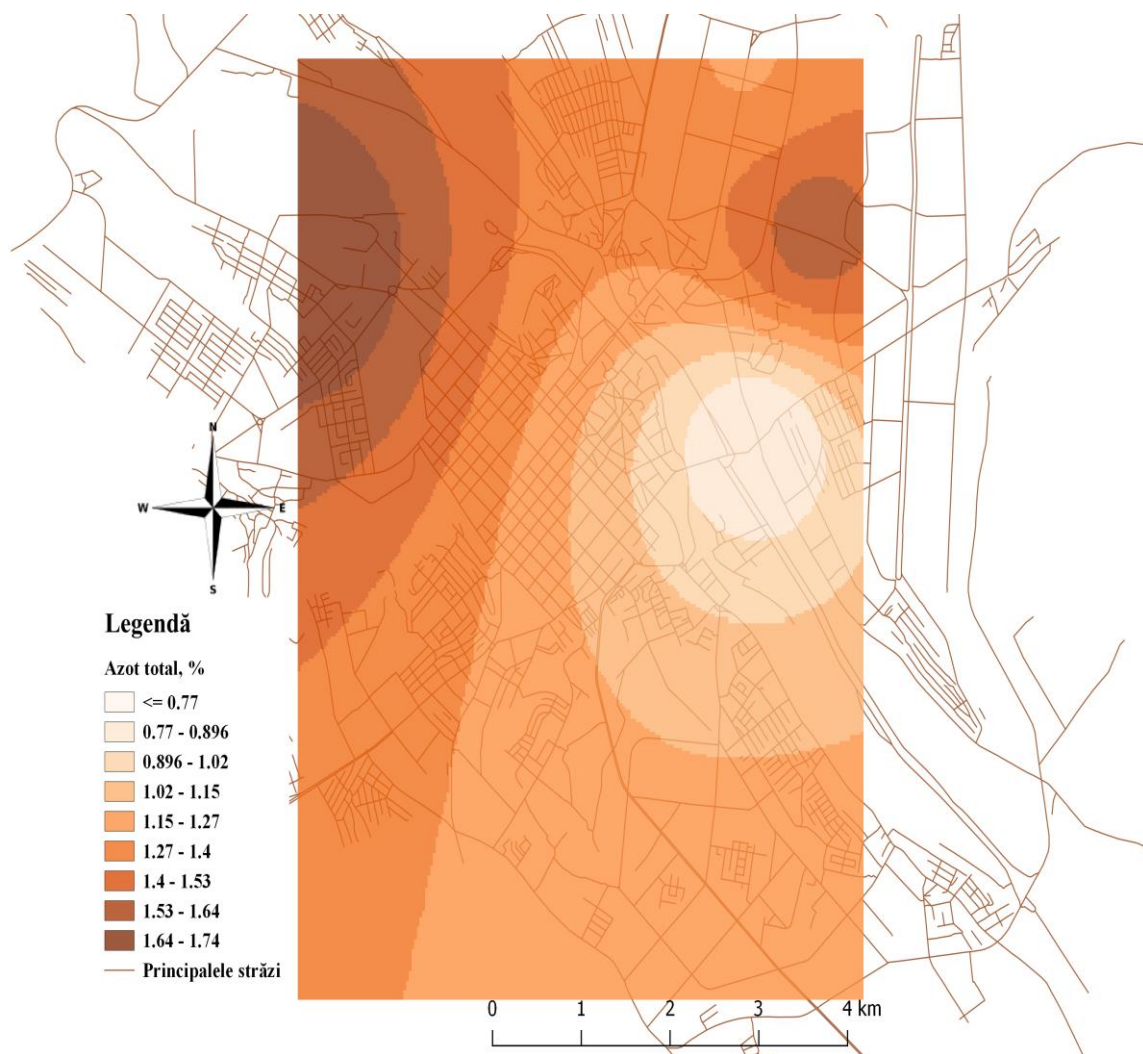


Fig. 5.2.3 Harta schemă privind conținutul azotului total în litiera de la *Tilia cordata* Mill

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. 5.2.3, A 4.4 – A 4. 6).

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 [209, 214]. Cantitatea de sulf este un indice caracteristic al necesității plantelor în acest element [189]. 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 SO_3 sau SO_4 în anumite condiții (lumină, căldură). Pagubele cele mai importante provocate de către SO_2 plantelor se produc ziua, când activitatea fotosintetică este maximă, acțiunea fitotoxică a SO_2 constând în distrugerea clorofilei [46, 186]. Această acțiune este influențată și de către condițiile meteorologice (temperatura, umiditatea, lumina), conținutul de apă al plantelor, durata de expunere, specie, vârstă etc.

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 0,4 la 0,7%), *Acer platanoides* (de la 0,4 la 0,6%), iar *Pinus nigra* 0,4– 0,5% (fig. 5.2.4 și Tabelul A 2.3). Aceste specii fac parte din diferite categorii de rezistență. Astfel conform cercetărilor lui Smejkal G.[58] *Pinus nigra* se atribuie la categoria speciilor sensibile la poluare, iar Palancean A. [46] 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* [67, 174].

A. Palancean [46] 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.

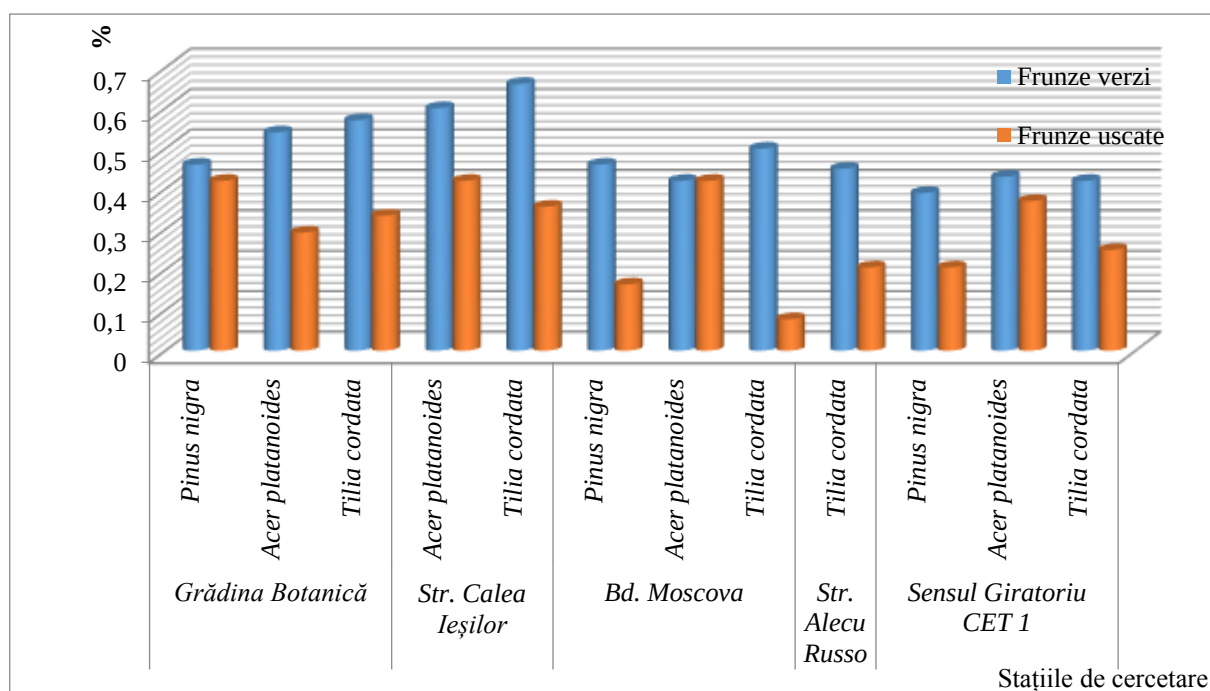


Fig. 5.2.4 Conținutul de sulf total în frunzele verzi și uscate ale unor specii de arbori

Investigațiile au demonstrat că, *Tilia cordata* acumulează cantitate maximă de sulf în stația Calea Ieșilor - 0,7%, urmată de Grădina Botanică – 0,6% (Fig. 5.2.5), 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 (0,5). În celelalte stații nu s-a observat o diferență minimal semnificativă (Tabelul A.2.3, Fig. A 4.7 – A 4.9) [67, 174].

Гетко Н.В. [195, 196] 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.

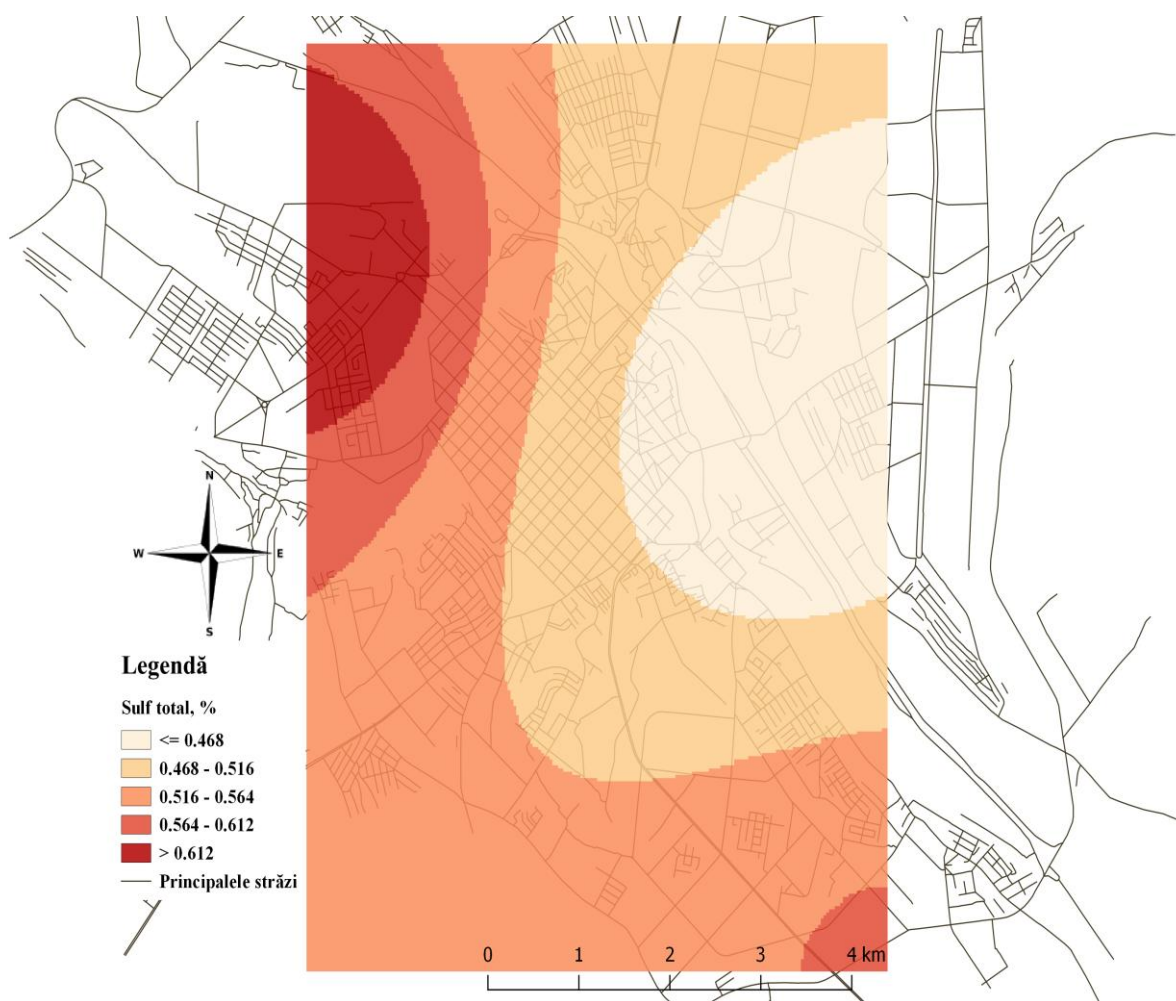


Fig. 5.2.5 Harta schemă privind conținutul sulfului total în frunzele verzi de la *Tilia cordata* Mill

Comparând datele obținute în urma determinării concentrației sulfului total în frunzele uscate (fig. 5.2.2, A 4.10 – A 4.12) 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 [46] 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/m³ ceea ce nu depășește CMA (0,05mg/m³) [227], și datele obținute privind concentrația de sulf în frunzele verzi și uscate, care se încadrează în limitele 0,2 – 0,9%, (Tabelele A 2.3 și A 2.4) putem afirma că

în cadrul EUC lipsește poluarea cu SO₂ și dezvoltarea arborilor luați în cercetare nu este afectată.

5.3 Rezultatele modelării influenței emisiilor auto asupra unor specii de plante vasculare și inferioare

5.3.1 Influența emisiilor auto asupra unor specii de plante vasculare

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 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. 5.3.1.1).

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. 5.3.1.2) 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. 5.3.1.1. Imagine cu rezultatul obținut în urma experimentului

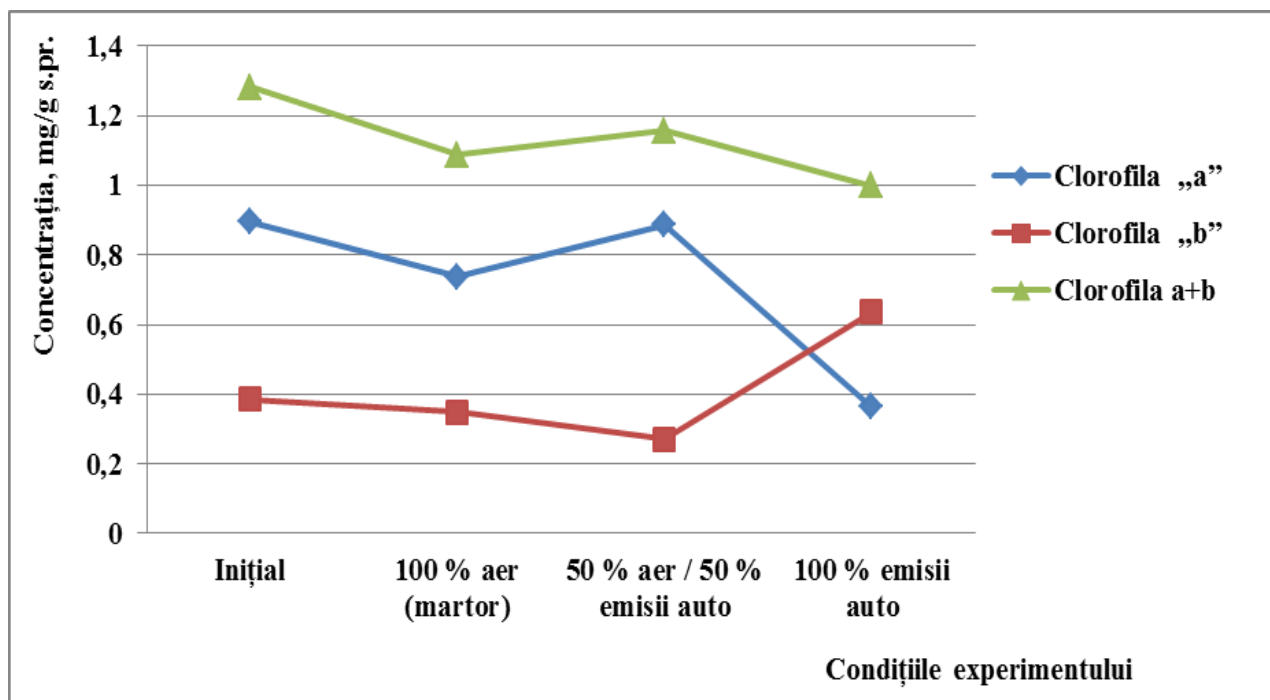


Fig. 5.3.1.2 Conținutul pigmentilor asimilatori „a” și „b” pentru *Salvia splendens*

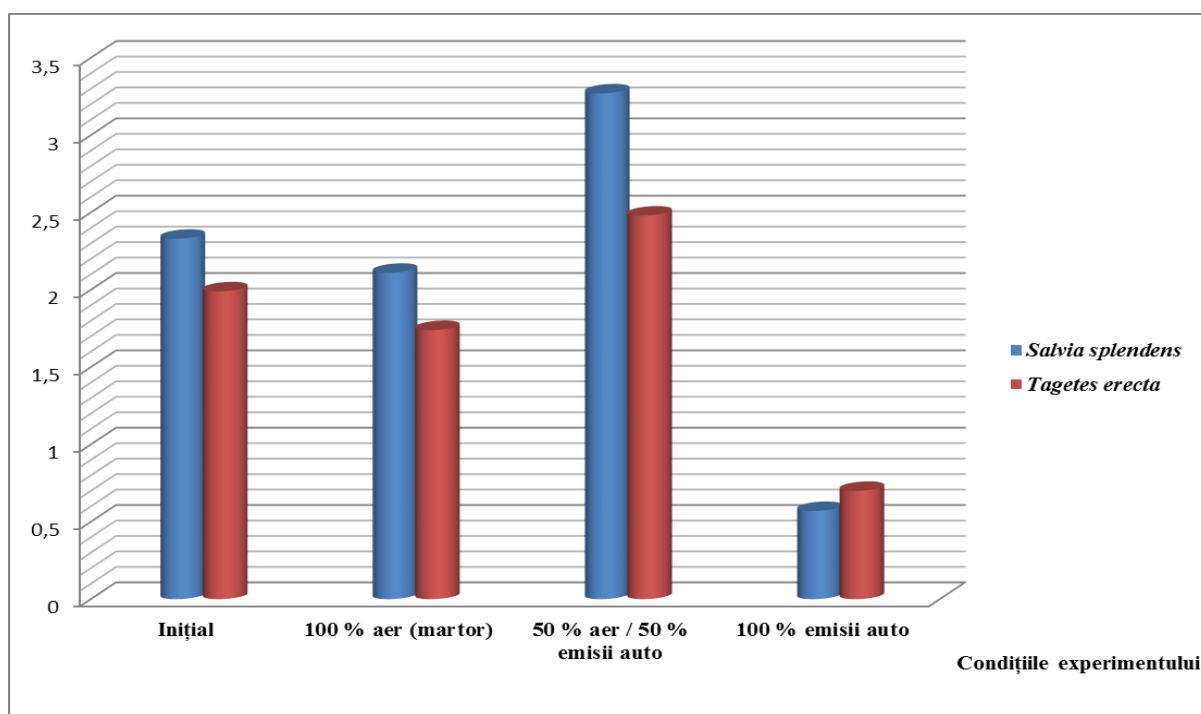


Fig. 5.3.1.3 Raportul dintre clorofila „a” și „b” la *Salvia splendens* și *Tagetes erecta*

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 2,1 în varianta tratată cu aer (martor) la 0,6 mg/g s.pr. în varianta cu 100% emisii auto (Fig. 5.3.1.3). Cel mai mare raport s-a înregistrat în variantele unde 50% din aer a fost substituit cu emisii auto.

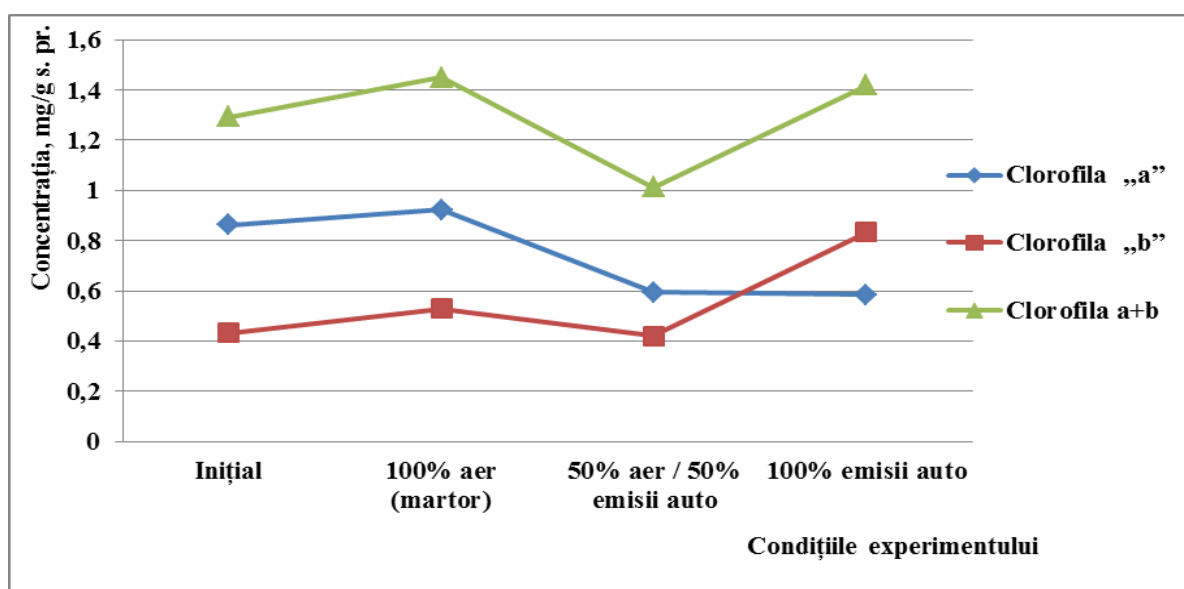


Fig. 5.3.1.4 Conținutul pigmenților asimilatori „a” și „b” pentru *Tagetes erecta*

Conținutul pigmentilor asimilatori la *Tagetes erecta* sub acțiunea emisiilor auto se modifică considerabil comparativ cu varianta martor. Analizând fig. 5.3.1.4 observăm că conținutul clorofilei „a” a scăzut de la 0,9 mg/g s.pr. în varianta martor la 0,6mg/g s.pr. în varianta tratată cu emisii, iar clorofila „b” este practic invers. Raportul cel mai mare (2,5) 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.

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 con-centrație, 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 [38].

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 pigmenti 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.

5.3.2 Influența emisiilor auto asupra unor specii de plante inferioare

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 [211].

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:

SO₄²⁻ - 1,79mg/l; Cl⁻ - 1,16 mg/l; HCO₃⁻ - 7,71mg/l; NH₄⁺ - 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 [227].

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 5.3.2.1) indica prezența a 22 specii și varietăți de alge din 4 filumuri: *Cyanophyta* – 1 specie, *Chlorophyta* – 15 specii, *Bacillariophyta* – 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 [211].

Tabelul 5.3.2.1 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
Cyanophyta				
1	Aphanizomenon flos – aquae (Ralf ex Born. & Flah. Var.)	+	+	+
Chlorophyta				
2	Hyaloraphidium contortum (Pascher & Korshikov)	+	+	+
3	Crucigenia quadrata (Morren)	+	+	-
4	Scenedesmus quadricauda (Turp.) Brébis. var. quadricauda	+	+	+
5	S. acuminatus (Lagerh.) Chod. var. acuminatus	+	+	+
6	S. spinosus (Deduss.)	+	+	+
7	S. oblicus (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. <i>Regulare</i>	+	+	+
11	<i>Oocystis marssonii</i> (Lemm.)	+	-	+
12	<i>Ankistrodesmus raphidioides</i> (Hanag.) Ergashev	+	+	-
13	<i>Coelastrum microporum</i> (Nageli)	+	-	+
14	<i>Cosmarium</i> sp. (Corda)	+	-	+
15	<i>Chlamydomonas globosa</i> (J.W.Snow)	+	+	-
<i>Euglenophyta</i>				
16	<i>Trachelomonas limneticum</i> (Borge)	+	+	-
17	<i>Trachelomonas</i> sp. (Ehrenberg) Stein	+	+	-
18	<i>Euglena polymorpha</i> (P.A.Dangeard)	+	+	-
<i>Bacillaryophyta</i>				
19	<i>Navicula 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.

Tabelul: 5.3.2.2.

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>	6688,81	9177,68	9222,2
	nclusiv:			
	<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

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 5.3.2.2). Predominau algele din filumul *Chlorophyta* reprezentat de clasele *Chlorococcophyceae* și *Volvocophyceae*. Barbotarea apei cu gaze de eșapament 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.

Conform literaturii de specialitate unele specii de alge sunt tolerante la concentrații sporite de CO₂ și demonstrează capacitatea algelor de a sechestra CO₂ [91, 92, 98, 101, 150].

Yoo și colab. (2010) au demonstrat că *Scenedesmus sp.* este potrivită pentru atenuarea emisiilor de CO₂ [185]. 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 [116]. *Scenedesmus sp.* ar putea crește în condiții de până la 80% de CO₂, dar s-a observat că masa maximă de celule crește la concentrații 10% - 20% de CO₂ [106]. 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 CO₂ este necesară pentru a produce 1,0 kg de biomasa [162].

Unele produse de ardere, cum ar fi NO_x sau SO_x 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. 5.3.2.1).

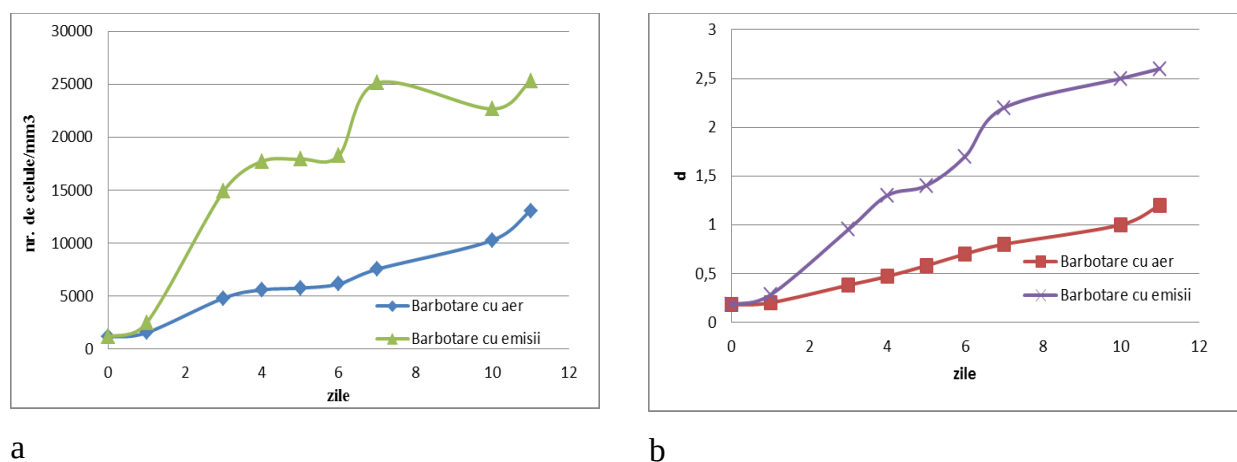


Fig. 5.3.2.1 Modificarea numărului de celule (a) și a densității optice (b) a culturii de alge *Scenedesmus acutus* Meyen

Cultura atinge numărul maximal de celule la a 6 - a – 7 - a zi de cultivare constituind circa 25 mii cel./mm³, iar în condițiile barbotării suspensiei algale cu aer – doar puțin peste 5 mii cel./mm³[176, 177].

Cultivarea speciei *Scenedesmus acutus* Meyen în condiții de laborator cu emisii auto lipsite de CO₂ a demonstrat o productivitate a algei mult mai inferioară comparativ cu cea din variantele unde persistă CO₂ (Fig. 5.3.2.2).

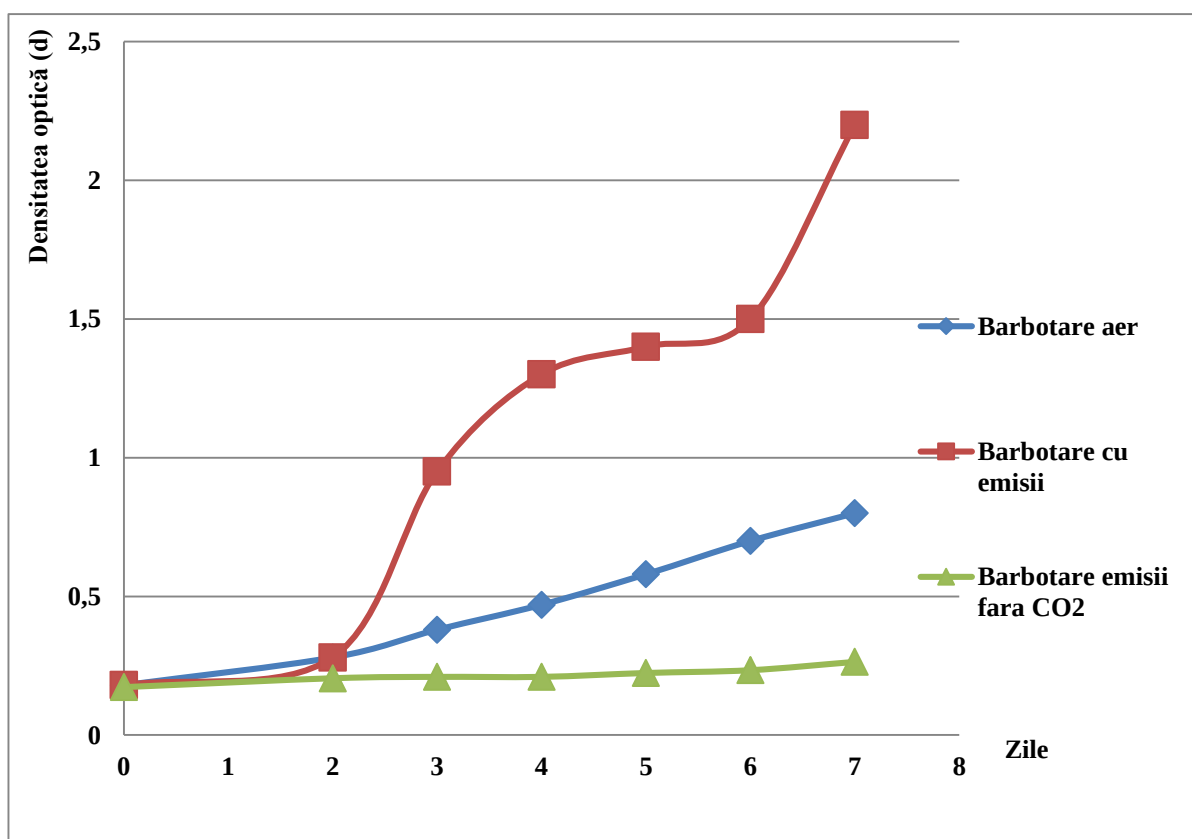


Fig. 5.3.2.2 Modificarea productivității speciei de alge *Scenedesmus acutus* Meyen

Aceasta dovedește rolul stimulator al CO_2 (împreună cu nutrienții) în dezvoltarea algelor în bazinelor acvatic.

Acțiunea substanțelor poluante din emisiile auto asupra unor specii de alge este determinată și de gradul de poluare a mediului acvatic. După cum demonstrează fig. 5.3.2.2, algele *S. acutus* se dezvoltă mai intens în prezența emisiilor auto atunci când mediul acvatic este bogat în elemente nutritive.

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.

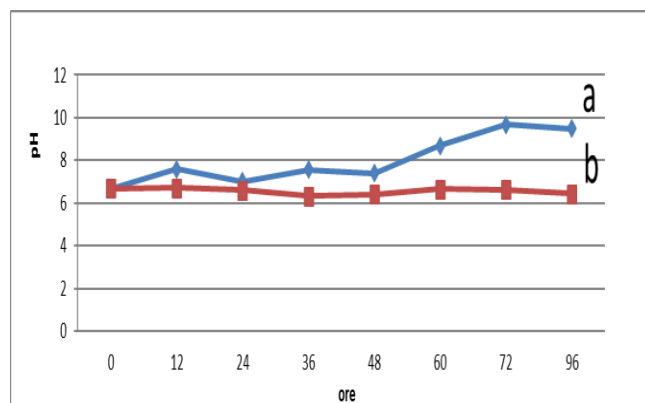
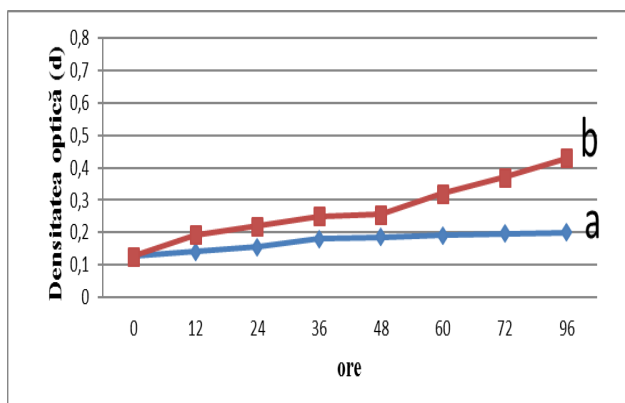
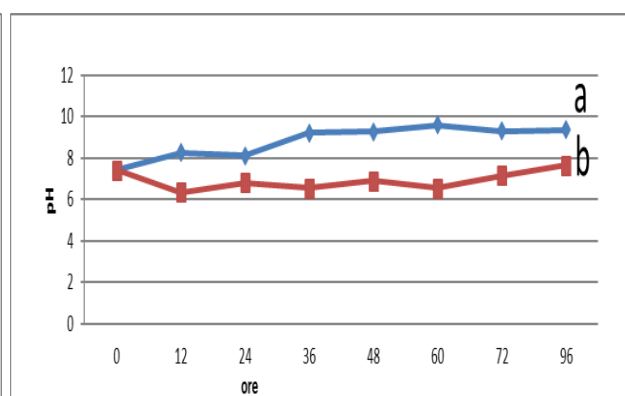
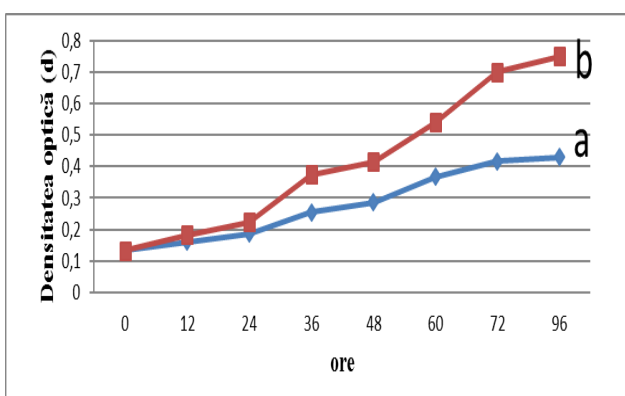
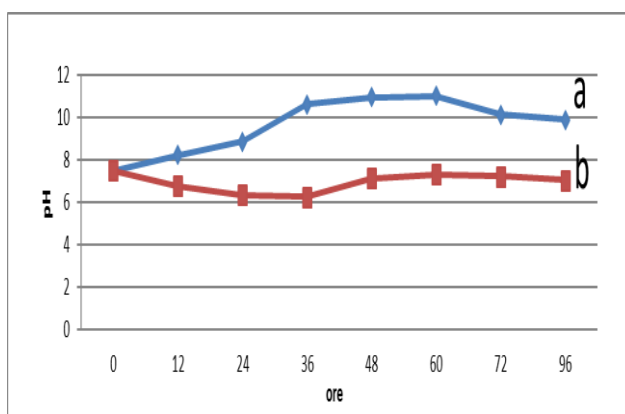
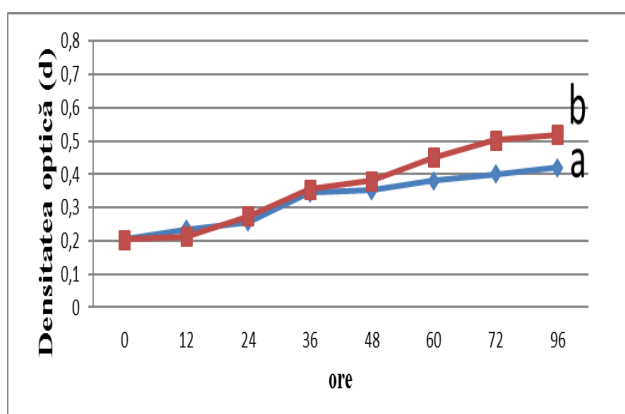


Fig. 5.3.2.3 Creșterea algelor *S. acutus* pe apă distilată (martor) a –barbotare cu aer, b – barbotare cu emisii auto



$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- = 14,84 \text{ mg/l}$

Fig. 5.3.2.4 Creșterea algelor *S. acutus* pe apă din r. Bâc a –barbotare cu aer, b – barbotare cu emisii auto



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

Fig. 5.3.2.5 Creșterea algelor *S. acutus* pe precipitații (zăpadă) a –barbotare cu aer, b – barbotare cu emisii auto

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 [211].

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.

5.4 Concluzii la capitolul 5.

1. Spectrul taxonomic al dendroflorei din stațiunile cercetate denotă că speciile de plante lemnoase 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). Învelișul erbaceu include 49 specii, din 42 genuri, grupate în 19 familii. Cea mai frecvent întâlnită este specia *Tilia cordata* Mill. Speciile din genul *Pinus* și *Acer* sunt prezente în majoritatea stațiunilor cercetate, doar că într-un număr mai mic de exemplare.

2. Concentrația maximă a conținutului total de apă în frunze a fost înregistrată în stațiunea Calea Ieșilor, urmată de Grădina Botanică, Alecu Russo, bd. Moscova și sensul giratoriu de la CET 1, dintre toate cele trei specii cercetate (*Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Pinus nigra*), *Tilia cordata* având o corelație pozitivă ($r^2 = 0,9073$) cu gradul de poluare a aerului atmosferic cu NO_2 .

3. Concentrația maximă a clorofilei „a” și „b” în frunze a fost înregistrată în stațiunea Calea Ieșilor, iar minimă la sensul giratoriu CET 1 pentru toate speciile analizate.

4. Concentrația maximă a azotului total atât în frunze, cât și litiera speciei *Tilia cordata* s-a stabilit în stațiunile Alecu Russo și Calea Ieșilor, celelalte stațiuni nu au prezentat o diferență maximal semnificativă. *Acer platanoides* și *Pinus nigra* au prezentat o concentrație mai sporită a azotului în stațiunile din nord.

5. Sulfurul total a înregistrat o diferență maximal semnificativă (0,1%), în frunzele de *Tilia cordata*, în stațiunile Calea Ieșilor - 0,66% și Grădina Botanică – 0,57%, *Acer platanoides* în stațiunea Calea Ieșilor - 0,6%, iar *Pinus nigra* - bd. Moscova și Grădina Botanică - 0,46%.

6. Speciile supuse experimentului (*Salvia splendens* și *Tagetes erecta*) la diferite concentrații de emisii auto reflectă reacția de răspuns a plantelor expuse stresului chimic determinat de poluarea atmosferei și indică faptul că aparatul fotosintetic manifestă un nivel înalt de sensibilitate la poluare.

7. Gazele de eșapament, datorită concentrației sporită de CO₂, stimulează creșterea florei acvatice, ceea ce în ultimă instanță contribuie, paralel cu alți factori (azot, fosfor), la stimularea fenomenului de eutroficare a bazinelor acvatice.

CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI PRACTICE

1. Sursa principală de poluare și formare a calității mediului ecourban Chișinău 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 [64, p. 134-141; 65, p. 430-433].
2. 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.
3. 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 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 [176, p. 73].
4. 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.
5. 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% [67, p. 185-189].

6. Gazele de eșapament, datorită concentrației sporite de CO_2 convertit ($2\text{CO} + \text{O}_2 = 2\text{CO}_2$) stimulează creșterea florei acvatice, ceea ce în ultimă instanță ar putea cauza, paralel cu alți factori (conținutul sporit de azot, fosfor) amplificarea fenomenului de eutroficare a bazinelor acvatice [211, p.180-184].

RECOMANDĂRI PRACTICE

În urma evaluării impactului ecologic al transportului auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău, propunem:

1. 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.
2. 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.
3. Utilizarea algelor verzi (în bioreactoare) în scopul purificării aerului atmosferic din ecosistemele urbane.

BIBLIOGRAFIE

Surse bibliografice în limba română

1. Anuar starea calității aerului atmosferic pe teritoriul Republicii Moldova pentru anul 2015, 125p.
2. Anuarul IES 2011, Protecția mediului în Republica Moldova. Chișinău, 2012. 248 p.
3. Begu A. Ecobioindicația. Premise și aplicare. Chișinău 2011, 166 p.
4. Begu A. Studiul ecobioindicației în Republica Moldova și implementarea ei în monitoringul calității mediului. Autoref. tezei de dr hab în biologie. Chișinău, 2010. 45 p.
5. Begu A. Studiul ecobioindicației în Republica Moldova și implementarea ei în monitoringul calității mediului. Teză de dr. hab. în biologie, Chișinău, 2010. 251 p.
6. Boaghie D. Spațiile verzi ale municipiului Chișinău: particularități biologice, management ecologic și dezvoltarea durabilă. Autoref. Tezei de dr. în biologie. Chișinău, 1998. 23 p.
7. Bobeico V. Automobilul și mediul ambiant, Chișinău: cartea moldovenească, 1986. 122 p.
8. Bobeico 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.
9. Boldor O., Raianu O. Fiziologia plantelor. Lucrări practice. - București. - 1983. - 321 p.
10. Bolea V. Conținutul în sulf al frunzelor în 1998-1999 la molidul și fagul din câteva ecosisteme forestiere carpatice. Ed. Universității Transilvania, Brașov. 2001, 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.
11. Bolea V., Evaluarea poluării și avertizarea apariției și evoluției acesteia. În: Lucrările sesiunii jubiliare „Pădurea și viitorul”. Universitatea Transilvania, Brașov. 2002, 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.
12. Bolea V., Chira D. Biosupravegherea calității aerului în ecosistemele forestiere. In: Revistă de Silvicultură și Cinegetică, 19-20, Brașov. 2004, apud 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
13. Bolea V., Chira D. Flora indicatoare a poluării. București: Editura Silvică, 2008. 368p.
14. Bolea V., Chira D., Eynd T., Gnacz VI., Popa M., Iacoban C., Dinulică F., Pepelea D., Mantale C. Valorificarea diagnozei foliare. In: Analele ICAS 49. 2006, p. 79-96.
15. Bolea V., Chira D., Popa M., Mantale C., Pepelea D., Gancz VI., Surdu A., Iacoban C. Arborii bioindicatori și bioacumulatori de sinteză în ecosistemul forestier. In: Analele ICAS 49. 2006, p. 67-77.
16. Bolea V., Chira D., Tom Op't Eyndt, Gancz V. Valorificarea diagnozei foliare. In: Analele ICAS, Seria I, Vol. 49. 2006, p. 79- 96.
17. 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.
18. Bolea V., Ciobanu 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.
19. 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.
20. 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.

21. Brașoveanu V. Riscurile poluării aeriene asupra speciilor edificatoare și ecobioindicatoare din cadrul rețelei de monitoring forestier. Teză de dr. în biologie. Chișinău, 2014, 184 p.
22. 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, p. 181 – 188.
23. Buburuz D. ș. a. Bazinul aerian: impact și protecție. Chișinău, 1997, 85 p.
24. 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.
25. 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.
26. Bulimaga C. Probleme ale dezvoltării durabile a ecosistemului urban Chișinău. In: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. Nr. 3(318). Chișinău, 2012, p. 172-180.
27. 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.
28. Bulimaga C., Țugulea A., Mogîldea V. Râul Bâc și dinamica poluării lui pe sectorul orașului In: Buletinul AȘM: Științele vieții. Nr. 3 (315). Chișinău, 2011. p. 162- 169.
29. Chirică L., Gîlcă G., Zgîrcu N. Supravegherea calității componentelor de mediu – siguranța calității vieții populației în Republica Moldova. In: Mediul Ambiant Nr. 3(81). Iunie 2015, pag. 2-6.
30. Ciocârlan V. Flora ilustrată a României. Pteridophyta et Spermatophyta. Ed. a II. București: Ceres, 2000. 1136 p.
31. Copacinschi G., Mîrza V., Ciobanu Z., Velea A., Sursele de poluare a aerului atmosferic. In: Mediul Ambiant, NR. 3 (21). Iunie 2005, p. 39-44.
32. Crețu A. Fitoindicația - metodă de testare a stării ecologice din parcul Valea Trandafirilor, In: Mediul Ambiant, NR. 2 (26) aprilie 2006, p. 1-4.
33. Crețu A., Begu A. Lichenoindicația – metodă eficientă în aprecierea calității aerului. In: Mediul Ambiant. NR. 1 (25) februarie 2006, p. 15-18.
34. Cristea V., Gafta D., Pedrotti F. Fitosociologie. Cluj-Napoca: Presa universitară Clujeană, 2004.- 164 p.
35. Dediu I. Enciclopedie de Ecologie. Chișinău, Î.E.P. Știința, 2010. 836 p.
36. 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.
37. Duca M. Fiziologie vegetală: Curs universitar. USM. Chișinău: Știința, 2006. 288 p.
38. Duca M., Port A., Glijin A., Teleuță A., Casapu O., Aspecte privind impactul poluării asupra unor specii de arbori din cinci zone ale mun. Chișinău. In Revistă științifică a Universității de Stat din Moldova Studia Universitatis, Seria Științe ale naturii”, 2007, p. 61- 69.
39. Golic A. Protecția aerului atmosferic, Anuarul IES – 2009 „Protecția mediului în Republica Moldova”. Chișinău. 2010. 320p.
40. Iftodi M., Marduhaeva L., Impactul transportului auto asupra mediului și căile de diminuare a poluării acestuia. In: Mediul Ambiant, NR. 4 (22) august 2005, p. 42-43.
41. Lucia D. (căs. Vasile) Contribuții privind biomonitorizarea în Parcul Național Piatra Craiului. Autoref. tezei de doctor. Brașov, 2011. 68 p.
42. Mustea M., Protecția aerului atmosferic. În: Anuarul IES – 2010 „Protecția mediului în Republica Moldova”/IES. Chișinău: Tipogr.-Sirius, 2011. p. 16-36.

43. Negru A. Determinator de plante din flora Republicii Moldova. Chișinău: Universul, 2007, 391 p.
44. Nicolae A. În oraș fără automobilul meu. Să facem mai mult pentru sănătatea noastră. In: Buletin Ecologic nr.4, 2006, p. 4.
45. Oana Viman, Poluanții atmosferici și influența lor în etiologia bolilor fiziologice la specii forestiere, rezumat tezei de dr., Cluj-Napoca 2012. 60 p.
46. Palancean Al. Dendroflora cultivată a Republicii Moldova. Teză de dr. hab. în științe biologice, Chișinău 2015. 274 p.
47. Palancean A., Boaghe D. Rezistența plantelor lemnoase la substanțe nocive în condițiile or. Chișinău. Anul 1995 European de Conservare Naturii în Republica Moldova : rezumatele comun. conf. intern. șt.-pract., 12-13 oct. 1995. Chișinău, 1995, p. 67.
48. Parascan D., Danciu M.,: Fiziologia plantelor lemnoase. Ed. Pentru Viață Brașov. 2001.
49. Plângău V., Brega V. Transportul, Starea mediului in Republica Moldova in anul 2004 (Raport Național). Chișinău 2005, p. 26.
50. 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.
51. Plângău V., Buburuz V., Brega V. Evidențierea zonelor urbane intens poluate de transportul auto. În: Rezumate a XXV-a Sesiune Naționala de Chimie. Calimanești-Căciulata, Vâlcea, România. 1999, p. 414.
52. Plângău 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.
53. Plângău V., Gori T. Impactul transportului auto asupra mediului urban. În: Materialele Conferinței Jubiliare - INECO 15 ani. Chișinău, 2006, p. 22.
54. Raport anual al Serviciului Hidrometeorologic de Stat, Starea calității aerului atmosferic pe teritoriul Republicii Moldova pentru anul 2015. Chișinău. 2016, 167 p.
55. Rogoian P. Testarea surselor mobile de poluare. Buletin Ecologic Nr 4. 2006, p. 11-12.
56. 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.
57. 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.
58. 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.
59. Tarhon P. s. a. Fiziologia plantelor. Chișinău. V. II, 1993. 243 p.
60. Teleuță A., Palancean A., Alexandrov E., Duca M., Glijin A. Poluarea și dezvoltarea plantelor lemnoase. Chișinău 2008. 53 p.
61. Țapeș V., Osipov D., Brega V. Starea mediului în Republica Moldova în 2007-2010. (Raport Național). – Chișinău: S. n., (Tipografia "Nova-Imprim" SRL). 2011. 192 p.
62. Țapeș, V. Ecologia și transportul auto. In: Buletin Ecologic. Nr 4. 2006, p. 5-8.
63. 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.
64. Țugulea A. Evaluarea fluxului de transport auto și a intensității poluării pe unele artere din ecosistemul urban Chișinău. In: Buletinul Științific, Revistă de Etnografie, Științele Naturii și Muzeologie, Științele Naturii, Volumul 18. Chișinău 2013, p. 134-141.

65. 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. p. 430-433.

66. Țugulea A. Rolul emisiilor auto asupra dezvoltării vegetației. Conferința Științifică Internațională a doctoranzilor „Tendințe contemporane ale dezvoltării științei: viziuni ale tinerilor cercetători” Teze, 10 martie 2014, Chișinău, 2014, p. 68. ISBN 978-9975-4257-2-8.

67. 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, Bălți, p. 185-189.

68. Țugulea A., Brega V.I., 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.

Surse bibliografice în limba engleză

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

70. Andersen C.P. Source-sink balance and carbon allocation below ground in plants exposed to ozone. In: New Phytologist 157. 2003, p. 213-228.

71. 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, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157

72. 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.

73. 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.

74. 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.

75. Barnes R. L. Effects of chronic exposure to ozone on photosynthesis and respiration of pines. In: Environ. Pollut., 3, 1972, p. 133-138, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157.

76. 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.

77. 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, p. 291 – 298, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157

78. Black V. J., Unsworth M. H. Stomatal responses to sulphur dioxide and vapour pressure deficit. In: J. Exp. Bot. 31, 1980, p. 667-677, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157
79. Bossavy J. Les differentes echelles de sensibilité des végétaux aux pollutions atmosphériques. In: Rev. For. Fr., 3, 1964, p.228- 233.
80. 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, apud Begu A. Studiul ecobioindicației în Republica Moldova și implementarea ei în monitoringul calității mediului. Teză de dr. hab. în biologie, Chișinău, 2010, 251 p.
81. 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, p. 445-452.
82. 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
83. 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.
84. 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.
85. 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.
86. Capron T. M., Mansfield T. A. Inhibition of net photosynthesis in tomato in air polluted with NO and NO₂. In: J. Exp. Bot., 27. 1976, p. 1181 -1186, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157
87. Caput C., Belot Y., Auclair D., Decourt N. Absorption of sulphur dioxide by pine needles leading to acute injury. In: Environ. Pol/ut., 16. 1978, p. 3-15, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157
88. 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, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157
89. 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.
90. 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.
91. 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.
92. De Moraes 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.
93. Ekstrand S., Close range forest defoliation effects of traffic emissions assessed using aerial photography. In: The Science of the Total Environment, 146/146. 1994, p. 149-155.

94. 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, 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.
95. Elkies T., Ormrod D. P. Sorption of ozone and sulfur dioxide by petunia leaves. In: J. Environ. Qual., 9. 1980, p. 93-95, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157.
96. Farmer A. M. The effects of dust on vegetation – a review. In: Environmental Pollution, 79/1, 1993, p. 63-75.
97. 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.
98. Fulke A. B., Chambhare K., Giripunje M. D., ș.a. Potential of wastewater grown algae for biodiesel production and CO₂ sequestration. In: African Journal of Biotechnology 12. 2013, p. 2939-2948.
99. 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, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157.
100. 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.
101. 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.
102. 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.
103. 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, apud Bolea V., Chira D., Popa M., Mantale C., Pepelea D., Gancz VI., Surdu A., Iacoban C. Arborii bioindicatori și bioacumulatori de sinteză în ecosistemul forestier. In: Analele ICAS 49. 2006, p. 67-77.
104. 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.
105. 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.
106. Hanagata N., Takeuchi T., Fukuju Y. Tolerance of Microalgae to High CO₂ and High Temperature. In: Phytochemistry, No. 10, Vol. 31. 1992, p. 3345-3348.
107. Heath R. L. Ozone in Responses of Plants to Air Pollution. In: Academic Press, New York-San Francisco-London. 1975, p. 23-55, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157.
108. Heck W. W. The use of plants as indicators of air pollution. In: Intern. J. Air Water Pollution 10. 1966, p. 99-111, apud Begu A. Studiul ecobioindicației în Republica Moldova și

implementarea ei în monitoringul calității mediului. Teză de dr. hab. în biologie, Chișinău, 2010, 251 p.

109. Herausgegeben von H. Ettl. Süßwassërflora von Mitteleuropa. Chlorophyta 1 Phytomonadina. Jena, 1983, 810 p.
110. 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;
111. Hill A. C., Bennett J. H. Inhibition of apparent photosynthesis by nitrogen oxides. In: *Atmos. Environ.*, 4. 1970, p. 341-348, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
112. Hoislbauer G. Rindenflechten im oberösterreichischen Zentralraum und ihre Abhängigkeit von umwelteinflüssen. In: „*Stapfia*” № 5, 1979, p. 69.
113. Hou L. Y., Hill A. C., Soleimani, A. Influence of CO₂ on the effects of SO₂ and NO₂ on alfalfa. In: *Environ. Pollut.*, 12 1977, p. 7-16, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
114. 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.
115. 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.
116. 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.
117. 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.
118. 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.
119. Kaji M., Yoneyama T., Tostuka T., Iwaki H. Absorption of atmospheric NO₂ by plants and soils, VI: Transformation of NO₂ 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, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
120. Khan A. A., Malhotra S. S. Effects of SO₂, NO₂, and Their Mixture, on the Enzymic Activities of Forest Plant Species. 1982, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
121. Knapp A. K., Cocke M., Hamerlynck E. P., Owensby C. E. Effect of elevated CO₂ on stomatal density and distribution in a C₄ grass and a C₃ forb under field conditions. In: *Annals of Botany* 74, 1994, p. 545-599.
122. 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.
123. Lee T. T. Inhibition of oxidative phosphorylation and respiration by ozone in tobacco mitochondria. In: *Plant Physiol.*, 42. 1967, p. 691-696, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
124. Lendzian 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.

125. Lichtenthaler Hk. Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic Biomembranes. In: Packer L, Douce R eds. *Methods in Enzymology*. Academic Press, New York, 148. 1987, p. 350-382.
126. Lima J. S., Fernandes E. B., Fawcett W. N., Mangifera indica and Phaseolus vulgaris in the bioindication of air pollution in Bahia, Brazil. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46. 2000, p. 275-278.
127. Lima W., Jarvis P., Rhizopoulou S. Stomatal responses of five commercially important Eucalyptus species to elevated CO₂ concentrations and soil water stress. In: *Scientia Agricola*, 60. 2003, p. 231-238.
128. 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.
129. Lorenz M., Becher G. Forest Condition in Europe, 2012. Technical Report of ICP Forests. Work Report of the Thünen Institute for World Forestry 2012/1. ICP Forests, Hamburg, 2012. 167 p.
130. MacDowell F. D. H. Stages of ozone damage to respiration of tobacco leaves. In: *Can. J. Bot.*, 43. 1965, p. 419-427, apud Lendzian 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 .
131. 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.
132. Majernik O., Mansfield T. A. Stomatal responses to raised atmospheric CO₂ concentrations during exposure of plants to SO₂ pollution. In: *Environ. Polut.*, 3. 1972, p. 1-7, apud Lendzian 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.
133. Majernik O., Mansfield, T. A. Direct effect of SO₂ pollution on the degree of opening of stomata. *Nature (London)*, 227. 1970, p. 377-378, apud Lendzian 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.
134. Majernik O., Mansfield, T. A. Effects of SO₂ pollution on stomatal movements. In *Viciafaba. Phytopathol. Z.*, 71. 1971, p. 123-218, apud Lendzian 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.
135. 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.
136. Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157
137. 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.
138. 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, apud Lendzian 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.

139. 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.
140. Meletiou-Christou M. S., Banilas G. P., Bardis C., ş.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.
141. Menser H. A., Heggstad H. E. Ozone and sulfur dioxide synergism: Injury to tobacco plants. Science, 153. 1966, p. 424-425, apud Lendzian 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.
142. Mudd, J. B. Biochemical effects of some air pollutants on plants. In: Adv. Chem. Ser., 122. 1973, p. 31-47, apud Lendzian 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.
143. Nagy-Tóth F. et al. Alge verzi unicelulare (Chlorococcales) Determinator. Cl., 1998, 200 p.
144. Nistiriuc A. Sources of noise pollution in Chişinău. In: Mediul şi dezvoltara durabilă: Materialele simp. jubiliar intern., 13-15 noiem. 2008. Chişinău, 2009. p. 307-310.
145. Nivova D. J., Dushkova P. I., Kovacheva G.V. Anatomical, morphological studies of *Platanus acerifolia* at various degress of air pollution. In: Ecology, (Sofia) 6. 1983, p. 35-47.
146. 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, apud Lendzian 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.
147. Oren R. et al. Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline. In: Nutrient concentration. Oecologia, no. 77. 1988, p. 151-162.
148. 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.
149. 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.
150. 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.
151. Park S. S., Kim Y. J. Source contributions to fine particulate matter in an urban atmosphere. In: Chemosphere, 59 (2). 2005, p. 217-226.
152. 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.
153. 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.
154. Reid C. D., Maherali H., Johnson H. B., Smith S. D., Wullschlegler S. D., Jackson R. B.. On the relationship between stomatal characters and atmospheric CO₂. In: Geophysical Research Letters 30. 2003, p. 1983-1986.
155. 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.

156. 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.
157. 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, Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
158. 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.
159. Schönbeck H. et al. Biologische Messverfahren für Luftverunreinigungen. In: Düsseldorf, VDI – Verlag. Berichte, 149. 1970, p. 225-236.
160. 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.
161. 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.
162. 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.
163. Sodnik H., Skrezyna J. J., Staszkievicz 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.
164. Srivastava H. S., Jolliffe P. A., Runeckles V. C. Inhibition of gas exchange in bean leaves by NO₂. In: *Can. J. Bot.*, 53. 1975, p. 466-474, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
165. Thomas M. D. Gas damage to plants. In. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, 2. 1951, p. 293-322, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In. *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
166. 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 apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
167. 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, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
168. Thompson J. R., Mueller P. W., Fluckiger W., Rutter A.J. The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. In: *Environmental Pollution A*, 34. 1984, p. 171-190.
169. 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.
170. Todd, G. W. Effect of ozone and ozonated I-hexene on respiration and photosynthesis of leaves. In: *Plant Physiol.*, 33. 1958, p. 416-420, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: *Air Pollution and Plant Life*. 1984, p. 113-157.
171. 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., ş.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.

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

173. Tsarenko P., Wasser S., Nevo E. Algae of Ukraine: Diversity, Nomenclature, Taxonomy, Ecology and Geography. Ruggel: A.R.A. Gantner Verlag K.G. 2006, 716 p.

174. 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, p.186.

175. 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” ELSSEDIMA, 26-28 May 2016, Cluj-Napoca Babeș-Bolyai University Romania, p. 189.

176. 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.

177. Țugulea A., Mogîldea V., Bulimaga C. Considerations regarding the role of algae in the use of certain greenhouse gases from auto transport emissions, Simpozion național cu participare internațională. In: Environment & Progress, 30 octombrie 2015, Cluj-Napoca, p. 72.

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

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

180. 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.

181. 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.

182. 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.

183. Whitmore M. E., Davies W. J., Mansfield T. A. Air pollution and leaf growth. In: Control of Leaf Growth, Baker, N.R., Davies, W.J. and Ong, C.K. (Eds), Cambridge University Press, Cambridge. 1985, 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.

184. Yoneyama T., Sasakawa H., Ishizuka S. Absorption of atmospheric NO₂ by plants and soils, II: Nitrite accumulation, nitrite reductase activity, and diurnal change, of NO₂ absorption in leaves. In: Soil/ Sci. Plant Nutr., 25. 1979, p. 267-275, apud Malhotra S. S., Khan A. A. Biochemical and physiological impact of Major Pollutants. In: Air Pollution and Plant Life. 1984, p. 113-157.

185. 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.

186. Zeevaart, A. J. Some effects of fumigating plants for short periods with NO₂. In: Environ. Pollut., 11. 1976, p. 97-108.

Surse bibliografice în limba rusă

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

188. Баранов П. А. Некоторые вопросы теории акклиматизации растений. În: Вопросы ботаники. In: М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1954, вып. 1, с. 35-46.

189. Барахтенова Л. А., Николаевский В. С. Фотохимическая активность и фотофосфорилирование растений под влиянием сернистого газа. In: Известия АН СССР, 1983, с. 90-99.
190. Бульмага К., Кухарук Е., Кодряну Л., Челак Е., Коломиец И. Оценка биоразнообразия флоры городских ландшафтов в условиях повышенной техногенной нагрузки. In: *Mediul ambiant*, Nr.4 (28), 2006, p. 13-15.
191. Вассер С. П., Кондратиева Н. В., Масюк Н. П. Водоросли: Справочник. К., 1989. с. 128.
192. Ветрова Э. И. Безцветные эгленовые водоросли Украины. Киев, 1980, 610 с.
193. Волкодаева М. В. Научно-методические основы оценки воздействия автотранспорта на атмосферный воздух. Докторская диссертация. — СПб., СЗТУ, 2010. 320 с.
194. Гейдеман Т. Определитель высших растений МССР. Кишинев: Штиинца, 1986, 638 с.
195. 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.
196. Гетко Н. В., Кулагин Ю. З., Яфаев Э. М. О газопоглотительной способности хвойных. In: Экология хвойных. Уфа: БФАН СССР, 1978, с. 112-120.
197. Голицын А. Н. Промышленная экология и мониторинг загрязнения природной среды. In: М.: Изд.Оникс, 2010. 336с.
198. Голлербах М. М., Коссинская Е. К., Полянский В. И. Определитель пресноводных водорослей СССР. In: Синезеленые водоросли, 1953, выпуск 2, М., 653 с.
199. Горбунов В. В., Патрахальцев Н. Н. Токсичность двигателей внутреннего сгорания. In: М. Изд. РУДН, 1998. 214 с.
200. Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды. Москва: Мир, 1979. 200 с.
201. Дедусенко-Щеголева Н. Т., Голлербах М. М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Желтозеленые водоросли. Москва-Ленинград, выпуск 5, 1962, 272 с.
202. Денисов В. Н., Рогалев В. А. Проблемы экологизации автомобильного транспорта. — СПб.: МАНЭБ, 2004. 312 с.
203. 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.
204. Кондратьева Н. В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Синьо-зелені водорості: Суапорфита, ч. 2. Кл. Гормогонієві, К., 1968, 524 с.
205. Коробов Р., Тромбицкий И., Сыродоев Г., Андреев А. Уязвимость к изменению климата, Молдавская часть бассейна Днестра. 2014. 336с.
206. Коршиков О. А. Визначник Присноводних водоростей Української РСР. Підклас Протококові (Protococcineae). Київ, 1953, 440 с.
207. Крамаренко Г.В., Черненко В.А. Влияние технического состояния автомобиля и качества обслуживания на загрязнение окружающей среды. — М.: МАДИ, 1980 г. 160с.
208. Кулагин Ю.З. Дымоустойчивость древесных растений и проблема озеленения и лесовосстановления в промышленных районах Предуралья и Южного Урала. Автореф. Дис. докт. биол. наук. Л., 1964. 32 с.
209. 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.
210. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий ОНД-86 . Л. Гидрометеоиздат, 1997, 94 стр.
211. 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
212. Мошкова Н. О. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Улотриксові водорості – Ulotrichales. Кладофорові водорості – Cladophorales. К., 1979, 450 с.
213. Николаевский В. С. Биологические основы газоустойчивости растений. Новосибирск: Наука, 1979. 276 с.
214. Павлова Е.И. Экология транспорта. — М.: Высш.шк., 2006. 344 с.
215. Паламарь–Мордвинцева Г. М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Зелёные водоросли класс Конъюгаты порядок Десмидиалес. Chlorophyta: Conjugatophyceae, Desmidiaceae. Л., 1982, выпуск 11 (2). 624 с.
216. Попова, Т. Определитель преснов. водор. Евгленовые водоросли. М., 1955, 269 с.
217. Потапов А. И., Хватов В. Ф. Лазерно-оптические методы и средства контроля и диагностики вредных веществ в отработавших газах автотранспорта. — Спб.: Международный фонд истории науки, 1994. 28 с.
218. Сиренко Л. А., Сакевич А. И., Осипов Л. Ф. Методы физиолого–биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике; Киев, 1975, 248 с.
219. Хватов В. Ф. Методы и средства контроля и диагностики вредных веществ в отработавших газах автотранспорта. Автореферат кандидатской диссертации. — СПб.: СЗПИ, 1994. 20 с.
220. 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.
221. Царенко П. М. Краткий определитель хлорококковых водорослей УРСР., 1990, 208 с.
222. Цыплакова Е. Г. Методы и средства контроля и диагностики экологической безопасности автотранспорта при эксплуатации в зимнее время. Автореф. канд. дис.СЗТУ, СПб, 2000. 26 с.
223. 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. 49с.
224. Эргашев А. Э. Определитель протококковых водорослей Средней Азии – Chlorococcales – Хлорококковые, книга вторая, Ташкент, 1979, 384 с.
225. Юнгер В. П., Мошкова Н. О. Визначник прісноводних водоростей Української. Едогонієві водорості – Oedogoniales, Киев: Наук. Думка, 1993, 412 с.

Surse electronice

226. Agrawal M., Agrawal S.B. Phytomonitoring of air pollution around a thermal power plant. Atmospheric Environment 23. 1989, p. 763-769, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0004698189904794> (accesat 11.03.2016)
227. Anuar starea calității aerului atmosferic pe teritoriul Republicii Moldova pentru anul 2014, http://meteo.md/monitor/anuare/2014/anuaraer_2014.pdf (accesat 28.07.2016).
228. Ashenden T. W. Effects of SO₂ and NO₂ 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)
229. Beckerson D. W., Hofstra G. Response of leaf diffusive resistance of Radish, Cucumber and Soybean to O₃ and SO₂ singly or in combination. In: Atmos. Environ., 13, 1979, p. 1263-1268, apud Mazarura U. Effect of sequences of ozone and nitrogen dioxide on plant dry matter and stomatal diffusive resistance in Radish. In: African Crop Science Journal, Vol. 20, Issue

Supplement s2. 2012, p. 371- 384, <http://adsabs.harvard.edu/abs/1979AtmEn..13..533B> (accesat 30.10.2016)

230. Beckerson D. W., Hofstra G. Stomatal responses of white bean to O₃ and SO₂ singly or in combination. In: Atmos. Environ. 13, 1979, p. 533-535, apud Mazarura U. Effect of sequences of ozone and nitrogen dioxide on plant dry matter and stomatal diffusive resistance in Radish. In: African Crop Science Journal, Vol. 20, Issue Supplement s2. 2012, p. 371-384, <http://adsabs.harvard.edu/abs/1979AtmEn..13..533B> (accesat 30.10.2016)

231. Bennett J. H., Hill A. Interaction of air pollutants with canopies of vegetation. Responses of Plants to Air Pollution. In: Academic Press, New York-San Francisco-London. 1975, p. 273-306, <http://theecoscan.in/journalpdf/2201%20-saji%20baby.pdf> (accesat 30.10.2016).

232. Bieberdorf F. W., Shrewsbury C. L., McKee H. S., ş.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).

233. Bolea V., Chira D. Rezistance of chestnut (*Castanea sativa* Mill.) to SO₂ 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).

234. Bolea V., Chira D., Bujila M. Foliar diagnosis concerning nutrition and pollution sensibility of Brasov's fir trees. International silver fir symposium, Poiana Brasov. 2005, <https://ru.scribd.com/document/143894159/2005-21> (accesat 13.03.2016).

235. Chakrabarti T., Krishnamurthi K., Saravana D. S., Fulke A. B. CO₂ 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)

236. Dugger W. M., Palmer R. L. Carbohydrate metabolism in leaves of rough lemon as influenced by ozone. In: Proc. First Intern. Citrus Symp., 2. 1969, p. 711- 715, apud . Malhotra S. S., Sarkar S. K. Effects of Sulphur Dioxide on Sugar and Free Amino Acid Content of Pine Seedlings. In: Physiol. Plant. 47. 1979, p. 223-228 http://www.cfs.nrcan.gc.ca/bookstore_pdfs/11268.pdf (accesat 23.09.2016)

237. Emberson L. Air pollution impacts on crops and forest: Introduction. Retrieved August 17, 2009, from: http://www.worldscibooks.com/etextbook/p244_chap1_pdf, (accesat 21.04.2016)

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

239. Gupta M. C., Ghouse A. K., Effects of coal smoke pollutants from different sources in the growth, chlorophyll content, sten anatomy and cuticular traits of *Euphorbia hirta* L. In: Environ. Pollut. 47. 1988, p. 221-230 <http://www.iosrjournals.org/iosr-jestft/papers/vol2-issue6/B0260407.pdf?id=3641> (accesat 21.12.2015).

240. ICP Forests. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg, 2010. <http://www.icp-forests.org/Manual.htm> (vizitat 21.07.2014).

241. Infrastructura de drumuri în profil teritorial http://www.statistica.md/public/files/publicatii_electronice/Note_analitice_teritorial/Nota_Drumuri.pdf accesat 16.01.2017

242. Legea drumurilor Nr. 509 din 22.06.1995 http://www.mtid.gov.md/sites/default/files/files/leg_nat/Legea_drumurilor.pdf, accesat 09.03.17.

243. 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)
244. Malhotra S. S., Sarkar S. K. Effects of Sulphur Dioxide on Sugar and Free Amino Acid Content of Pine Seedlings. In: *Physiol. Plant.* 47. 1979, p. 223-228 http://www.cfs.nrcan.gc.ca/bookstore_pdfs/11268.pdf (accesat 23.09.2016)
245. Mazarura U. Effect of sequences of ozone and nitrogen dioxide on plant dry matter and stomatal diffusive resistance in Radish. In: *African Crop Science Journal*, Vol. 20, Issue Supplement s2. 2012, p. 371- 384, <http://adsabs.harvard.edu/abs/1979AtmEn..13..533B> (accesat 30.10.2016)
246. 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).
247. Planul local de acțiuni de mediu, mun. Chișinău. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CB0QFjAAahUKEwjh0sks5LJAhXEH8KHVkLDec&url=http%3A%2F%2Fwww.chisinau.md%2Fpublic%2Ffiles%2Fsubdiviziuni_documento%2FDir_socio_ecologica.doc&usg=AFQjCNFQym-vb9QgNQOicL8OIyqQ3GcZWg, accesat 15.11.2015).
248. 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)
249. Raportul Național privind Starea Mediului - Anul 2012 (http://www.anpm.ro/anpm_resources/migrated_content/uploads/116008_RSM-2012.pdf, accesat 21.10.2015)
250. Srivastava H. S. Metabolic responses of plants to nitrogen oxides, In: *Responses of Plant Metabolism to Air Pollution and Global Change*, De Kok, L.J. and Stulen, I. (Eds), Backhuys Publishers, Leiden. 1998, http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0016/123091/AQG2ndEd_10effso2.pdf?ua=1 (accesat 12.03.2016).
251. Stratmann H. Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation. II. Teil.: Messung und Bewertung der SO₂ – Immissionen. Köln und Opladen. Westdeutscher Verlag. *Forsch. Berd. Landes Nordrhein-Westfalen*. Nr. 1184. 1963, <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jpln.19681210110/full>.
252. Țița M. Modelarea dispersiei atmosferice a poluanților, *Buletinul AGIR*, Supliment 2/2012, <http://www.agir.ro/buletine/1622.pdf> (accesat 10.01.2018)
253. 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).
254. Гейдман Т. С, Кравчук Ю.П. Растительность. Атлас Молдавской ССР. М.,1978, apud Planul local de acțiuni de mediu, mun. Chișinău. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CB0QFjAAahUKEwjh0sks5LJAhXEH8KHVkLDec&url=http%3A%2F%2Fwww.chisinau.md%2Fpublic%2Ffiles%2Fsubdiviziuni_documento%2FDir_socio_ecologica.doc&usg=AFQjCNFQym-vb9QgNQOicL8OIyqQ3GcZWg, accesat 15.11.2015).

255. ГОСТ 26107 - 84 <http://gostexpert.ru/data/files/26107-84/c116f664d0c8e3cbd2ab70f2396d6f6d.pdf> (vizitat 10.05.2014).
256. ГОСТ 26426 – 85 [ГОСТ <http://gostexpert.ru/data/files/26426-85/f3f769393c60973f06bed0e98d02c776.pdf>]. (vizitat 10.05.2014).
257. Проблемы тектоники и сейсмологии Молдавии, вып. 1: Сейсмическое микрорайонирование г. Кишинева. Кишинев: «Карта Молдовеняскэ», 1963, apud Planul local de acțiuni de mediu, mun. Chișinău. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CB0QFjAAahUKEwjh0sks5LJAhXEhA8KHVklDec&url=http%3A%2F%2Fwww.chisinau.md%2Fpublic%2Ffiles%2Fsubdiviziuni_documente%2FDir_socio_ecologica.doc&usg=AFQjCNFQym-vb9QgNQOicL8OIyqQ3GcZWg, accesat 15.11.2015).
258. Эколого географические проблемы г. Кишинева. под редакцией Т. С. Константиновнй, Кишинев, 1993 г., apud Planul local de acțiuni de mediu, mun. Chișinău. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CB0QFjAAahUKEwjh0sks5LJAhXEhA8KHVklDec&url=http%3A%2F%2Fwww.chisinau.md%2Fpublic%2Ffiles%2Fsubdiviziuni_documente%2FDir_socio_ecologica.doc&usg=AFQjCNFQym-vb9QgNQOicL8OIyqQ3GcZWg, accesat 15.11.2015).

ANEXA 1. Conținutul pigmentilor asimilatori din frunze

Tabelul A 1.1. Cantitatea totală apei (%) în frunzele unor specii de arbori din Ecosistemul urban Chișinău

Stațiunile		Cantitatea totală a apei din frunze, %		
		<i>Tilia cordata</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>Pinus nigra</i>
Sensul giratoriu CET 1		39	41	52
Bd. Moscova		47	47	50
Str. Alecu Russo		51	45	50
Str. Calea Ieșilor		68	54	-
Grădina Botanică		62	54	61
DMS		12,4	6,1	4,85
Amplitudinea	Minim	39	41	50
	Maxim	68	54	61
Media aritmetică		53,4	48,2	53,25

Tabelul A 1.2. Conținutul pigmentilor asimilatori „a”+„b”, mg/g s.pr. în frunzele unor specii de arbori din Ecosistemul urban Chișinău

Stațiunile		Conținutul pigmentilor asimilatori „a”+„b”, mg/g s.pr.		
		<i>Tilia cordata</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>Pinus nigra</i>
Sensul giratoriu CET 1		2,95	3,73	1,06
Bd. Moscova		3,80	4,8	1,48
Str. Alecu Russo		3,37	3,52	1,62
Str. Calea Ieșilor		4,69	5,03	-
Grădina Botanică		4,12	2,68	1,92
DMS		0,72	1,07	0,33
Amplitudinea	Minim	3,37	2,68	1,06
	Maxim	4,69	5,03	1,92
Media aritmetică		3,79	3,95	1,52

Tabelul A 1.2. Conținutul pigmentilor asimilatori „a”/„b”, mg/g s.pr. în frunzele unor specii de arbori din Ecosistemul urban Chișinău

Stațiunile		Conținutul pigmentilor asimilatori „a”/„b”, mg/g s.pr.		
		<i>Tilia cordata</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>Pinus nigra</i>
Sensul giratoriu CET 1		2,35	2,27	2,17
Bd. Moscova		3,61	2,38	2,43
Str. Alecu Russo		2,82	3,00	2,45
Str. Calea Ieșilor		6,29	2,67	-
Grădina Botanică		3,62	2,67	4,44
DMS		1,63	0,31	0,97
Amplitudinea	Minim	2,35	2,27	2,17
	Maxim	6,29	3,00	4,44
Media aritmetică		3,74	2,20	2,87

ANEXA 2. Conținutul de azot și sulf total (%) în frunzele verzi și uscate ale unor specii de arbori din Ecosistemul urban Chișinău

Tabelul A 2.1. Conținutul de azot total (%) în frunzele verzi ale unor specii de arbori din Ecosistemul urban Chișinău

Stațiunile		Conținutul de azot total (%) în frunzele verzi		
		<i>Tilia cordata</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>Pinus nigra</i>
Sensul giratoriu CET 1		2,55	2,02	1,2
Bd. Moscova		2,91	2,73	1,22
Str. Alecu Russo		3,39	-	-
Str. Calea Ieșilor		3,12	2,73	-
Grădina Botanică		2,55	1,87	0,51
DMS		0,39	0,42	0,37
Amplitudinea	Minim	2,55	1,87	0,51
	Maxim	3,39	2,73	1,22
Media aritmetică		2,90	2,34	0,98

Tabelul A 2.2. Conținutul de azot total (%) în frunzele uscate ale unor specii de arbori din Ecosistemul urban Chișinău

Stațiunile		Conținutul de azot total (%) în frunzele uscate		
		<i>Tilia cordata</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>Pinus nigra</i>
Sensul giratoriu CET 1		0,77	1,67	0,78
Bd. Moscova		1,26	1,39	0,98
Str. Alecu Russo		1,6	-	-
Str. Calea Ieșilor		1,74	1,67	-
Grădina Botanică		1,21	0,93	0,39
DMS		0,40	0,32	0,28
Amplitudinea	Minim	0,77	0,93	0,39
	Maxim	1,74	1,67	0,98
Media aritmetică		1,32	1,28	0,72

Tabelul A 2.3. Conținutul de sulf total (%) în frunzele verzi ale unor specii de arbori din Ecosistemul urban Chișinău

Stațiunile		Conținutul de sulf total (%) în frunzele verzi		
		<i>Tilia cordata</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>Pinus nigra</i>
Sensul giratoriu CET 1		0,42	0,43	0,39
Bd. Moscova		0,50	0,42	0,46
Str. Alecu Russo		0,45	-	-
Str. Calea Ieșilor		0,66	0,60	-
Grădina Botanică		0,57	0,54	0,46
DMS		0,1	0,15	0,04
Amplitudinea	Minim	0,42	0,42	0,39
	Maxim	0,66	0,60	0,46
Media aritmetică		0,52	0,50	0,44

Tabelul A 2.4. Conținutul de sulf total (%) în frunzele uscate ale unor specii de arbori din Ecosistemul urban Chișinău

Stațiunile		Conținutul de sulf total (%) în frunzele uscate		
		<i>Tilia cordata</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>Pinus nigra</i>
Sensul giratoriu CET 1		0,25	0,37	0,21
Bd. Moscova		0,08	0,42	0,16
Str. Alecu Russo		0,21	-	-
Str. Calea Ieșilor		0,36	0,42	-
Grădina Botanică		0,33	0,29	0,42
DMS		0,13	0,06	0,13
Amplitudinea	Minim	0,08	0,29	0,16
	Maxim	0,36	0,42	0,42
Media aritmetică		0,25	0,37	0,26

ANEXA 3. Conținutul pigmentilor asimilatori în frunzele unor specii de arbori din ecosistemul urban Chișinău

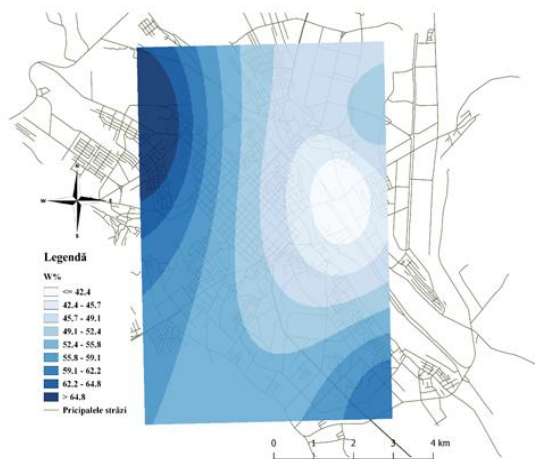


Fig. A 3.1 Conținutul total de apă (%) în frunzele de *Tilia cordata* Mill

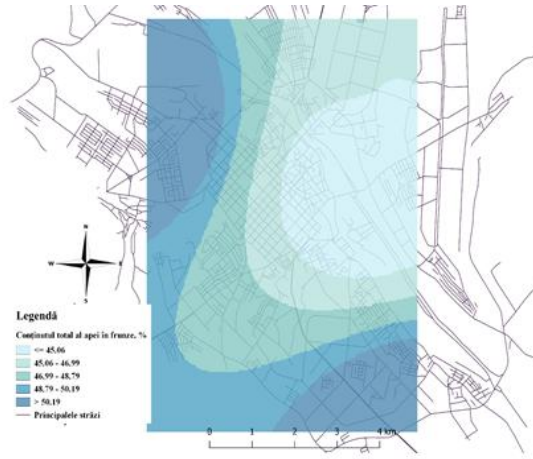


Fig. A 3.3 Conținutul total de apă (%) în frunzele de *Acer platanoides* L.

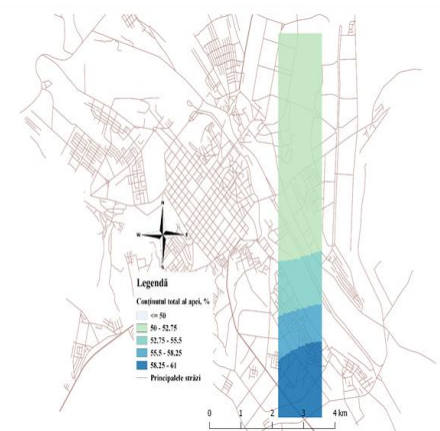


Fig. A 3. Conținutul total de apă (%) în acele de *Pinus nigra* J.F. Arnold

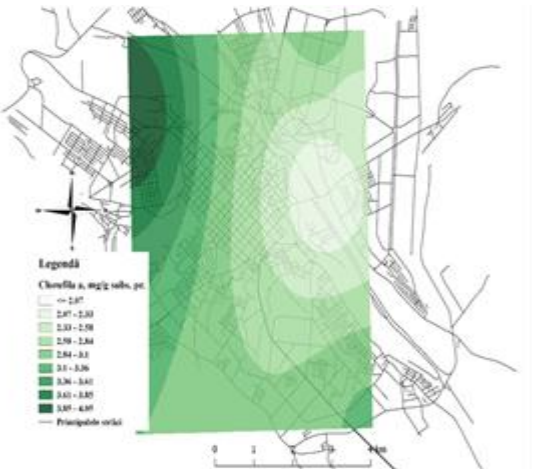


Fig. A 3.4 Conținutul cloroflei „a” în frunzele de *Tilia cordata* Mill

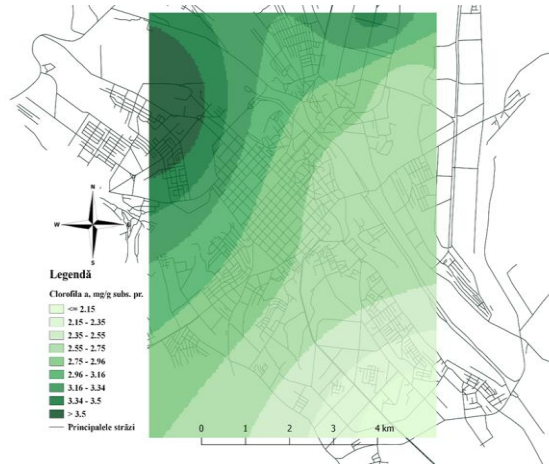


Fig. A 3.5 Conținutul cloroflei „a” în frunzele de *Acer platanoides* L



Fig. A 3.5 Conținutul cloroflei „a” în acele de *Pinus nigra* J.F. Arnold

ANEXA 4. Conținutul de azot și sulf total (%) în frunzele verzi și uscate unor specii de arbori din ecosistemul urban Chișinău

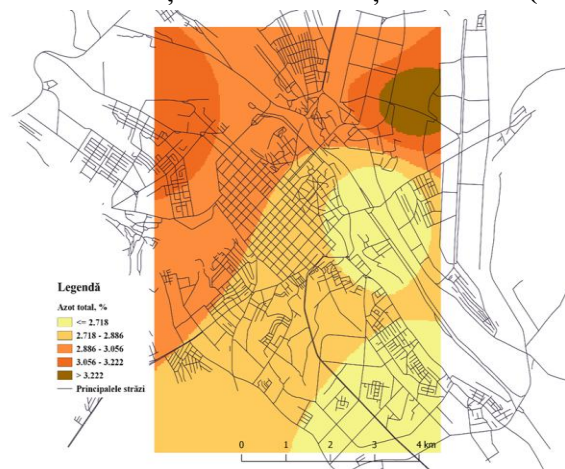


Fig. A 4.1 Conținutul de azot total în frunzele verzi de *Tilia cordata* Mill

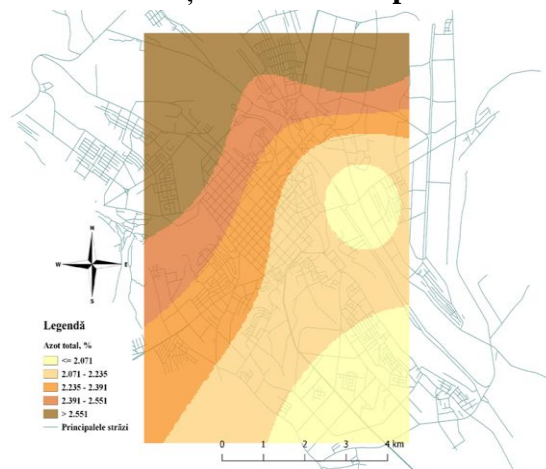


Fig. A 4.2 Conținutul de azot total în frunzele verzi de *Acer platanoides* L

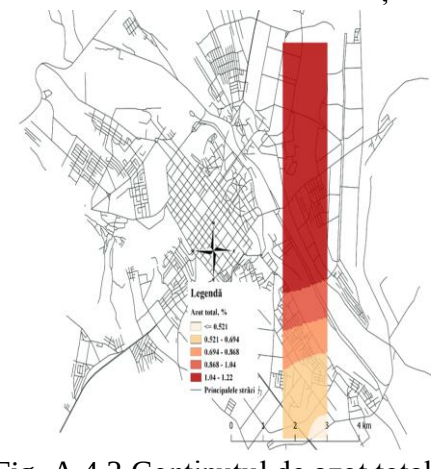


Fig. A 4.3 Conținutul de azot total în acele verzi de *Pinus nigra* J.F. Arnold

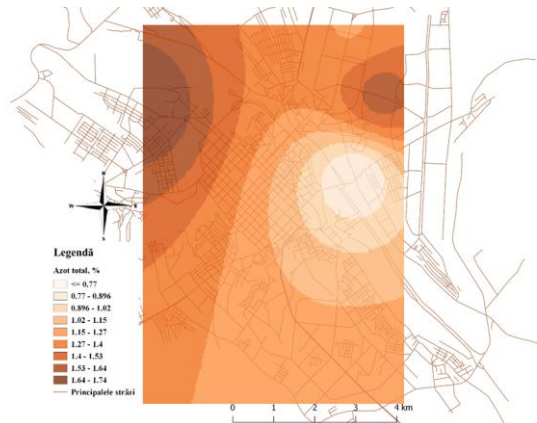


Fig. A 4.4 Conținutul de azot total în frunzele uscate de *Tilia cordata* Mill

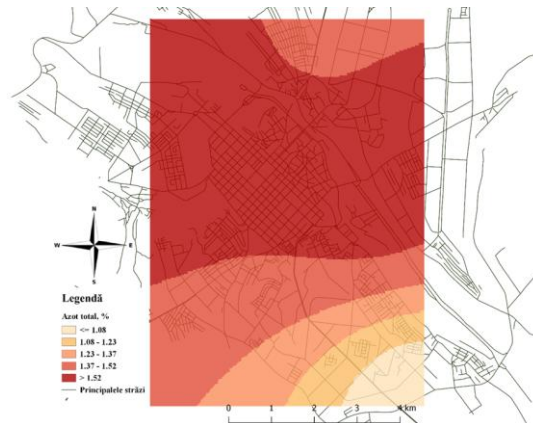


Fig. A 4.5 Conținutul de azot total în frunzele uscate de *Acer platanoides* L

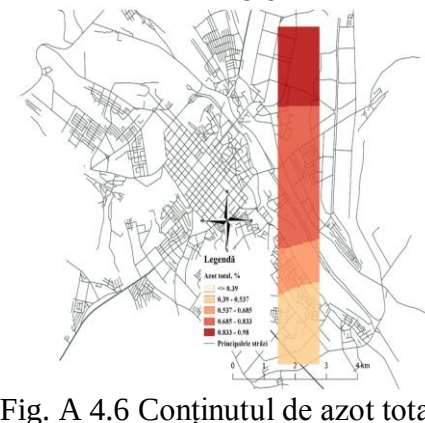


Fig. A 4.6 Conținutul de azot total în frunzele uscate de *Pinus nigra* J.F. Arnold

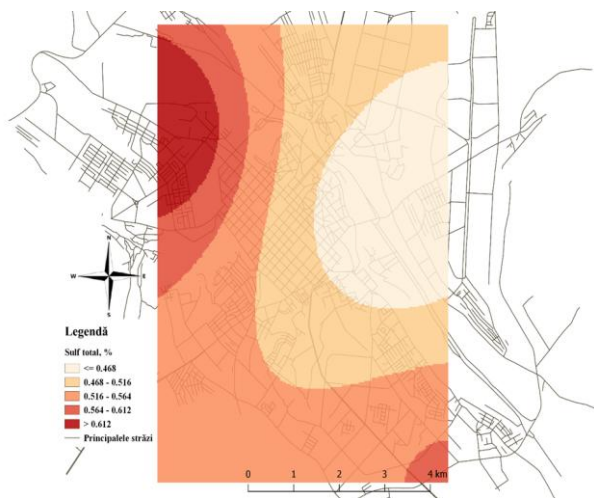


Fig. A 4.7 Conținutul de sulf total în frunzele verzi de *Tilia cordata* Mill

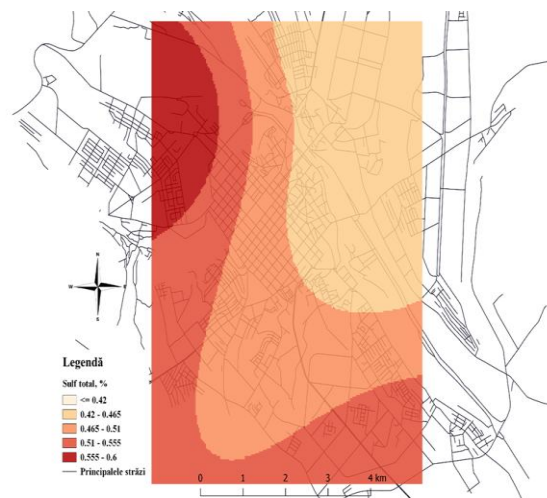


Fig. A 4.8 Conținutul de sulf total în frunzele verzi de *Acer platanoides* L



Fig. A 4.9 Conținutul de sulf total în acele verzi de *Pinus nigra* J.F. Arnold

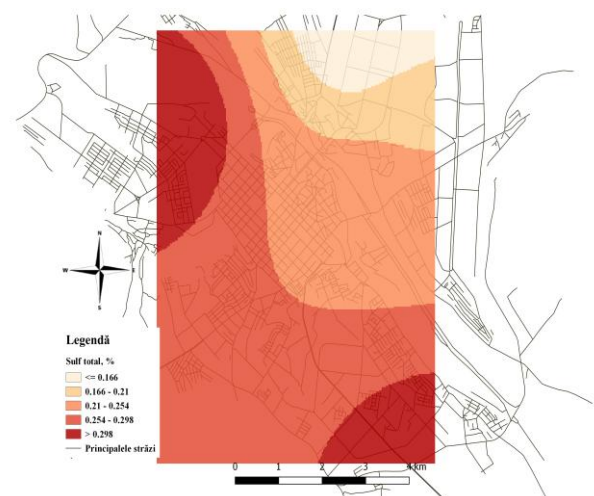


Fig. A 4.10 Conținutul de sulf total în frunzele uscate de *Tilia cordata* Mill

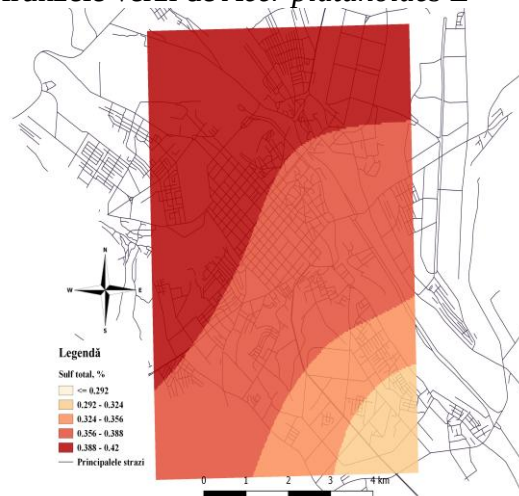


Fig. A 4.11 Conținutul de sulf total în frunzele uscate de *Acer platanoides* L

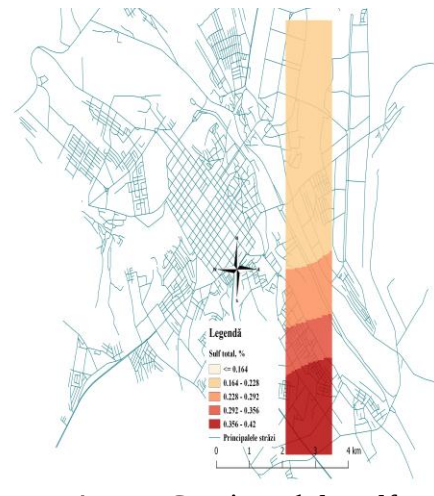


Fig. A 4.12 Conținutul de sulf total în acele uscate de *Pinus nigra* J.F. Arnold

ANEXA 5. Potențialu radiației solare

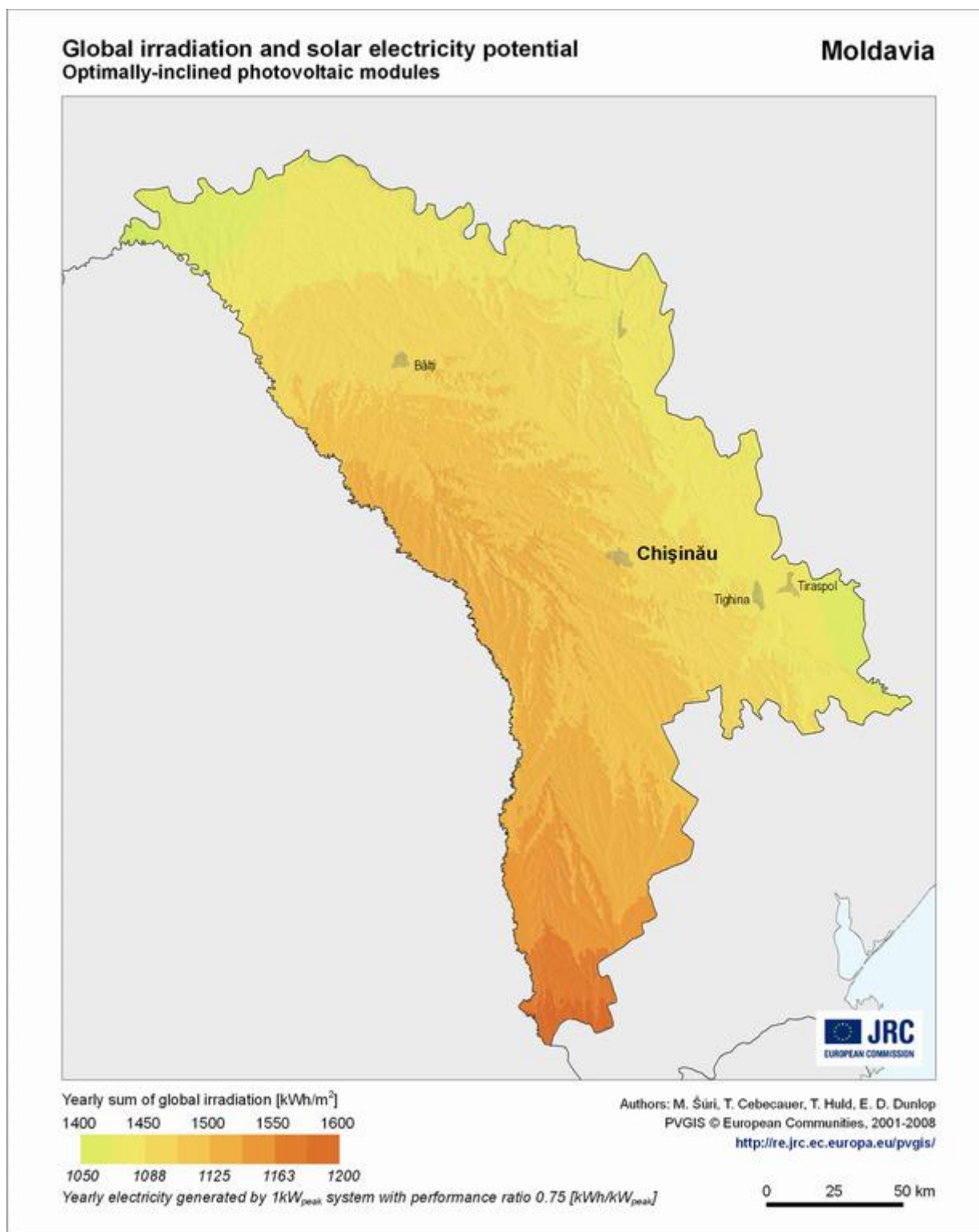


Fig. A.5.1 Harta potențialului radiației solare în Republica Moldova

ANEXA 6. Acte de implementare

Act de implementare A 6.1. Act nr. 56/2 – 38 din 30.03.2017

 REPUBLICA MOLDOVA
CONSILIUL MUNICIPAL CHIȘINĂU
PRIMARUL GENERAL AL MUNICIPIULUI CHIȘINĂU
DIRECȚIA SOCIO-ECOLOGICĂ
Str. București, 68, municipiul Chișinău, Republica Moldova, MD-2012;
Tel./fax: (+373 22) 238-084, tel.: (+373 22) 243-052, e-mail: li@pmc.md


20295718

30.03.2017 nr. 56/2 - 38
la nr. _____ din _____

**Institutului de Ecologie și
Geografie al AȘM**

Act
*de implementare a rezultatelor științifice elaborate și aprobate de Institutul de
Ecologie și Geografie al AȘM (Autor, drd. Țugulea Andrian)*

Prin prezenta, Vă comunicăm, că rezultatele științifice obținute de dl Andrian Țugulea la elaborarea tezei de doctor "Evaluarea impactului ecologic al transportului auto asupra componentelor vegetale din ecosistemul urban Chișinău" au servit ca bază la argumentarea nivelului înalt de poluare a aerului atmosferic cu gaze de eșapament, urmare a aglomerațiilor traficului auto pe principalele artere de circulație din Ecosistemul urban Chișinău în orele de vîrf.

Rezultatele obținute privind emisiile de noxe, calculate de către autor, sunt utilizate la elaborarea acțiunilor pentru diminuarea gradului de poluare din oraș, care includ:

- Urgentarea construirii șoselei de centură a orașului Chișinău pentru fluidizarea transportului auto tranzit;
- Optimizarea circulației transportului urban de pasageri;
- Asigurarea plantării în limitele liniamentelor stradale a arborilor din specii rezistente la poluare cum este Tilia Cordata Mill. (Teiul pucios), utilizîndu-i ca bioindicator pentru supravegherea dinamicii poluării în diferite regiuni ale orașului.

 Șeful Direcției *L. Ilașcu* Lidia Ilașcu

Act de implementare A 6.2. Act nr. UE-315 din 10.02.2017

UNIVERSITATEA DE STUDII POLITICE
ȘI ECONOMICE EUROPENE
„CONSTANTIN STERE”



УНИВЕРСИТЕТ ПОЛИТИЧЕСКИХ И
ЭКОНОМИЧЕСКИХ ЕВРОПЕЙСКИХ
ЗНАНИЙ “КОНСТАНТИН СТЕРЕ”

Republica Moldova
or. Chișinău, bd. Ștefan cel Mare, 200, MD-2004
tel: 022 74 94 86; 022 35 84 27; fax (+37322)749486
E-mail: uspeeconstantinstere@yahoo.com
www.uspee.md

Республика Молдова
г. Кишинев, бул. Штефан чел Маре, 200, MD-2004
тел: 022 74 94 86 ; 022 35 84 27; факс: (+37322)749486
Эл. почта: uspeeconstantinstere@yahoo.com
www.uspee.md

Nr. UE-815
din 10 februarie 2017

ACT

*de implementare a rezultatelor cercetărilor științifice elaborate și aprobate de Institutul de Ecologie și
Geografie al AȘM (Autor, drd. Țugulea Andrian)*

Prin prezenta se confirmă că în baza rezultatelor științifice obținute de Dl. Țugulea Andrian în teza de doctor (specialitatea 166.01 - Ecologie) a fost analizat influența gazelor de eșapament asupra conținutului pigmentilor asimilatori (clorofila „a” și „b”) în frunzele unor specii de arbori din diverse locații cu impact auto din Ecosistemul urban Chișinău.

Rezultatele obținute vor fi aplicate în procesul de instruire a studenților și pregătirea tezelor de licență, master la facultatea de ecologie și protecția mediului.

Șef Catedră Management și Securitate Ecologică
Dr. hab. Prof. univ.

Crivoi Aurelia

Decan Facultatea Ecologie și Protecția Mediului
Dr. conf. cerc.

Așevschi Valentin



Executor: Malai Lilia
Tel.: 022 74 88 36

DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII

Subsemnatul, declar pe răspundere personală că materialele în teza de doctorat sunt rezultatul propriilor cercetări științifice. Conștientizez că, în caz contrar, urmează să suport consecunțele în conformitate cu legislația în vigoare.

Țugulea Andrian

Semnătura

Data 29.08.2017

CURRICULUM VITAE

DATE PERSONALE

Numele și prenumele: Țugulea Andrian
Data nașterii 08.12.1987
Locul nașterii s. Măcărești, Ungheni, Republica
Moldova
Cetățenia Republica Moldova



STUDII

Studii de învățământ superior universitar:

2006 - 2009 Universitatea de Stat din Moldova, Facultatea de Biologie și Pedologie,
Specialitatea Geografie

Studii de masterat:

2009 – 2011 – Universitatea de Stat din Moldova, Facultatea de Biologie și Pedologie,
Specialitatea – Biodiversitatea și protecția resurselor naturale

Studii de doctorat:

2011 -2014 – Institutul de Ecologie și Geografie, Universitatea Academiei de Științe a
Moldovei. Specialitatea – 166.01 – Ecologie.

ACTIVITATEA PROFESIONALĂ

03.11.2014 – prezent – Cercetător științific în ecologie și protecția resurselor naturale, laboratorul
Ecourbanistică, IEG.

15.04.2010 – 03.04.2014 – Cercetător științific stagiar, laboratorul Ecologia așezărilor umane, IEG

DOMENIUL DE INTERES ȘTIINȚIFIC: Ecologie, Protecția mediului

PARTICIPĂRI LA FORURI ȘTIINȚIFICE INTERNAȚIONALE

10 martie 2014 – Conferința Științifică Internațională a doctoranzilor „Tendințe contemporane ale
dezvoltării științei: viziuni ale tinerilor cercetători, Chișinău, comunicare în plen.

30 octombrie 2015 – 10th National symposium with international participation „Environment
&Progress”, Cluj-Napoca, România.

25 martie 2016 – The International Conference dedicated to the 70th anniversary of foundation of first research institutes of the ASM and the 55th anniversary of the inauguration of the Academy of Science of Moldova, Universitatea Academiei de Științe a Moldovei.

26 – 28 mai 2016 – 11th International Conference on „Environmental Legislation, Safety Engineering and Disaster Management” Elsedima, Cluj-Napoca, Babeș-Bolyai University România.

14 – 15 septembrie 2016 – 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” Problemele ecologice și geografice în contextul dezvoltării durabile a Republicii Moldova: Realizări și Perspective, Chișinău.

29 - 30 septembrie 2016 - 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, Bălți.

LUCRĂRI ȘTIINȚIFICE PUBLICATE

Autor a 34 publicații științifice. La tema tezei sunt publicate 13 publicații. Articole în reviste recenzate 4 inclusiv fără coautori 2. Materiale ale comunicărilor științifice 9 .

Cunoașterea limbilor: româna – maternă, rusa, franceza, engleza – mediu.

DATE DE CONTACT:

Țugulea Andrian, cercetător științific, laboratorul Ecourbanistică, Institutul de Ecologie și Geografie al AȘM

Chișinău, MD 2028, str. Academiei 1, of. 445

[Tel:+373\(22\)723544](tel:+373(22)723544)

Mob. 068513693

E – mail: andrusha_tugulea@yahoo.com