

CONTRIBUTIONS TO BIOMONITORING THROUGH PLANTS

Nicoleta IANOVICI, Raluca Georgiana CATRINA*

West University of Timisoara, Faculty of Chemistry, Biology, Geography, Department of Biology-Chemistry, Center for Environmental Biology and Biomonitoring, Pestalozzi 16, Timișoara

*Corresponding author e-mail: raluca.catrina93@e-uvt.ro

Received 20 July 2022; accepted 30 June 2023

ABSTRACT

Air pollution has a great impact on the biochemical and morphological parameters of plants and also decreases their growth and overall health. Biomonitoring is a reliable and cost-effective method of air quality assessment. Determination of APTI provides a reliable method for screening a large number of plants for their susceptibility to air pollutants. This is a simple method and very easy to apply regardless of field conditions, without involving expensive environmental monitoring devices.

KEYWORDS: *biomonitoring, vegetable bioindicators, particulate matter (PM), air pollution tolerance index (APTI)*

1. Aspecte privind biomonitorizarea mediului
2. Bioindicatori vegetali la poluare cu fluor, ozon, dioxid de sulf
3. Bioindicatori vegetali la particule în suspensie
4. Impactul morfologic al PM asupra plantelor
5. Efectul fiziologic și biochimic al PM asupra plantelor
6. Efectele genotoxice ale PM asupra plantelor
7. Evaluarea ecofiziologică a speciilor de arbori pentru biomonitorizarea calității aerului

1. Aspecte privind biomonitorizarea mediului

În zilele noastre sunt în creștere cunoștințele despre reacția organismelor asupra poluării mediului sau a schimbărilor condițiilor climatice. În ultimii câțiva zeci de ani, au fost efectuate numeroase cercetări în acest sens (Ianovici și colab, 2009; Proskura, 2015). Monitorizarea mediului este un sistem de măsurători, evaluări și prognoze ale stării mediului, al cărui scop este protejarea mediului și îmbunătățirea acestuia. Metodele de bioindicare ale monitorizării mediului utilizează indicatori biologici - organisme vii care determină multe caracteristici ale habitatelor lor naturale (Ianovici și colab, 2020). Metodele analitico-chimice de detectare a poluării sunt de obicei costisitoare, iar punerea lor în aplicare este posibilă doar "ex situ".

Bioindicarea este o evaluare a condițiilor de mediu bazată pe prezența sau absența anumitor organisme- bioindicatori (plante și animale), care sunt sensibile la substanțe toxice emise în mediu (Hłuszyk și Stankiewicz, 1997). O

altă definiție arată gradul de relații dintre elementele biotice și abiotice ale mediului. Aceasta este o metodă bazată pe caracteristicile cantitative și calitative ale unui obiect care determină starea unui alt obiect sau a întregului sistem ecologic, incluzând parametrii biotici și abiotici ai componentelor sale, inclusiv xenobioticele și influența antropică. Fiecare dintre aceste definiții determină posibilitatea utilizării organismelor în monitorizarea mediului, datorită proprietăților și calităților lor distinctive (Zimny, 2006).

Controlul poluanților este o problemă foarte complexă. Sursele și emisiile trebuie identificate și este necesar să se constate tehnici suficient de sensibile și cu costuri reduse care să permită măsurarea simultană a multor contaminanți. Riscurile trebuie evaluate, emisiile critice trebuie controlate și aspectele economice, integrate (Wolterbeek, 2002).

Monitorizarea cu ajutorul indicatorilor biologici este o metodă simplă, ieftină și convenabilă pentru a asigura starea mediului local. Biomonitorizarea permite observarea continuă a unei zone cu ajutorul bioindicatorilor, a unui organism (sau a unei părți din acesta) care dezvăluie prezența unei substanțe cu modificări observabile și măsurabile (cum ar fi, acumularea de poluanți), care poate fi deosebită de efectele stresului natural (Ianovici, 2015; Sfrangeu și colab, 2021). Studiile fizico-chimice pot oferi o imagine cantitativă a diferitelor substanțe care sunt dispersate în mediu și uneori o indicație a toxicității lor asupra corpului uman. Numai monitorizarea biologică poate oferi o imagine asupra efectelor acestora asupra organismelor (Ianovici, 2020). Din acest punct de vedere, organismele vii sunt foarte importante pentru a evidenția efectele poluării, deoarece prezintă unele avantaje suplimentare în comparație cu analiza fizică și chimică.

În ceea ce privește plantele ca indicatori ai poluării, acestea sunt:

- specii sensibile, care indică prezența unui poluant prin apariția unor leziuni sau malformații;
- specii acumulative, care concentrează poluantul în corpul lor.

Există, de asemenea, o altă categorie, adică speciile care proliferază și devin abundente în zonele poluate.

Mai multe specii de plante sunt necesare pentru monitorizarea numărului mare de contaminanți persistenți din mediile urbane. S-a raportat că mai multe specii de plante, precum *Pinus pinea*, *Cedrus deodara*, *Ligustrum ovalifolium*, *Cupressus sempervirens*, *Pittosporum tobira* și *Nerium oleander*, au o capacitate bună de a acționa ca biomonitori ai poluării și sunt capabile să facă diferența între diferite areale cu un grad de contaminare variat (Rucandio și colab., 2010).

Răspunsul plantelor la poluarea aerului poate fi utilizat pentru a evalua calitatea acestuia, care poate furniza semnale de avertizare timpurie a

tendințelor de poluare a aerului. Instrumentele de biomonitorizare pot varia de la licheni la plantele superioare (vezi tabelul 3). Cea mai bună clasificare a reacțiilor bioindicatorilor la condițiile de mediu a fost prezentată de Richling și Solon (2011):

- biomarkeri - răspund la factori biochimici fără modificări externe vizibile;
- indicatori receptivi - reacția lor se bazează pe apariția daunelor dependente de concentrația de poluanți;
- indicatorii acumulativi - sunt capabili să acumuleze o cantitate mare de compuși chimici în biomasa lor;
- scara speciilor - modificarea compoziției speciilor determină schimbările din mediu;
- scara peisajului - prezintă schimbări în sistemele spațiale și structurile ecosistemelor (de exemplu: culoarea frunzelor reflectă calitatea și intensitatea poluării mediului).

O altă clasificare importantă ia în considerare utilitatea bioindicatorilor pentru diferite sfere de monitorizare (Roo-Zielińska și colab., 2007):

- autoindicatorii - sunt utilizați pentru a evalua modificările în organismul indicator;
- pedoindicatorii - sunt utilizați pentru evaluarea condițiilor solului;
- hidroindicatorii - legați de habitatele apelor, acești sunt împărțiți în indicatori de apă "deschisă" și apă subterană.
- termindicatorii - sunt utilizați pentru evaluarea condițiilor termoclimatice;
- litoindicatorii - sunt utilizați pentru a evalua stabilirea proprietăților fizico-chimice ale litosferei;
- chemoindicatorii – sunt utilizați pentru determinarea conținutului de compuși chimici în mediu;
- sanoindicatorii – sunt utilizați pentru evaluarea proprietăților naturale asupra sănătății ecosistemelor;

2. Bioindicatori vegetali la poluare cu fluor, ozon, dioxid de sulf

Plantele sunt bioindicatori deosebit de importanți ai schimbărilor din mediu. Ele sunt foarte utile în evaluarea poluării mediului datorită simptomelor lor distinctive, unele vizibile macroscopic, care apar ca urmare a apariției unui anumit poluant în aer sau a supraabundenței acestuia. Un alt avantaj este specializarea sensibilității anumitor specii de plante în raport cu tipul de poluare (Ianovici și colab, 2008; Ianovici și colab, 2015).

Pe frunzele magnoliatelor, poluarea cu fluor duce la cloroză neregulată, care apoi se transformă în necroză. Deteriorări ale frunzelor apar de la margine spre nervura principală. În schimb, frunzele aciculare ale pinofitelor, în etapa inițială, iau o culoare verde strălucitor, apoi de sus până la bază începe

să se răspândească necroza roșiatică. A fost publicată o listă a speciilor de plante native care pot acționa ca bioindicatori ai poluării aerului cu fluor în Statele Unite, America de Sud, Australia și Noua Zeelandă (Dmuchowski și Molski, 1975). Printre acestea se numără: *Pinus ponderosa*, *Acer negundo*, *Berberis repens*, *Pinus sylvestris*, *Pinus strobus*, *Eucalyptus citriodora*, *Agave sisalana*, *Eucalyptus grandis*, *Rubus squalrosus*, *Acacia fibriata*, *Corymbia facifolia* și multe altele. *Gladiolus sp.* este un bioindicator al poluării aerului cu fluor, vizibilă în deteriorarea distinctivă a țesutului frunzelor: cloroza apicală caracteristică - inițial verde deschis, apoi se decolorează în galben pal cu dungi ruginii (Hartmann și colab., 1992).

Ozonul troposferic este unul dintre poluanții atmosferici secundari și are proprietăți oxidante puternice, care afectează nu numai corpul uman, ci și plantele. Acesta poate provoca o debilizare generală a plantei, poate spori susceptibilitatea la condiții climatice nefavorabile, boli și dăunători, și de asemenea perturbă metabolismul celulelor și reduce eficiența fotosintezei (Bell și Treshow, 2002). Prima plantă - bioindicator a poluării troposferice cu O₃ este *Nicotiana tabacum*. Fermierii americani care cultivau tutun au avut în 1950 pierderi foarte mari din cauza petelor albe care acopereau brusc frunzele plantelor. Unii fermieri au început să cultive tutun protejat pe o suprafață de 2000 ha. S-a diagnosticat în mod clar cauza bolii: creșterea concentrației de ozon în aer. Astfel, au început cercetările la reproducerea tutunului imun la ozon. Rezultatele s-au concretizat în 3 soiuri de tutun: Bel-W3 - foarte sensibil, Bel-C - sensibil, Bel-B - cel mai puțin sensibil la ozon (Kołodziejak-Nieckuła, 1998).

Tabelul 1. Scala de licheni asociată cu concentrația de SO₂ (după *Faitynowicz, 1995*)

Zona		Descriere	Concentrația SO ₂ [μgSO ₂ ·m ⁻³]
I	"absolute lichen desert"	aer deosebit de puternic poluat (fără licheni arborescenti)	>170
II	"conditional lichen desert"	aer foarte puternic poluat (doar cel mai rezistent la contaminarea lichenilor crustacei)	170 - 100
III	Zonă internă cu vegetație redusă	aerul puternic poluat (cu excepția speciilor de licheni crustacei se găsesc și licheni scuamoși)	100-70
IV	Zonă centrală cu vegetație redusă	o poluare medie a aerului (apar licheni folioși)	70-50
V	Zonă exterioară cu vegetație redusă	cu poluare relativ scăzută a aerului (licheni fruticosi mai puțin sensibili)	50-40
VI	Zonă internă cu vegetație normală	aer ușor poluat, speciile din zona V sunt de obicei cultivate, apar lichenii folioși mai sensibili și lichenii fruticosi	40-30
VII	Zonă cu vegetație normală	aer curat sau cu puține impurități, singurul factor limitativ sunt condițiile de habitat care pot influența poluarea speciilor de licheni	<30

Metoda folosită în mod obișnuit pentru evaluarea poluării cu SO₂ "in situ" este de a realiza o scală, pe baza monitorizării speciilor epifite de licheni. Concentrația de SO₂ este asociată cu apariția sau absența unor specii de licheni (tabelul 1).

3. Bioindicatori vegetali la particule în suspensie

În Antropocen, ritmul rapid de industrializare și urbanizare a dat naștere la poluarea cu praf sau particule în suspensie (Rai, 2016). Praful sau PM este de fapt materia solidă, nu numai de origine antropică, ci și de origine naturală (Ferreira Baptist și colab., 2005). Contaminarea mediului înconjurător și expunerea umană în ceea ce privește praful sau poluarea cu PM, a crescut în ultimele decenii (Rai și Panda, 2014). Fraționarea dimensiunilor PM și impactul asupra sănătății umane au fost intens cercetate (Thomas și Richard, 2010). Poluanții atmosferici din mediu au un impact negativ asupra parametrilor biochimici, ceea ce duce la reducerea creșterii și dezvoltării generale a plantelor. Impactul diferiților poluanți atmosferici asupra plantelor, atât în ceea ce privește fiziologia, cât și biochimia, încă este cercetat (Rai și Panda, 2014).

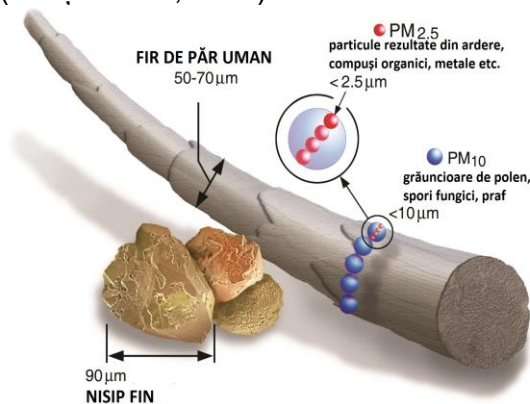


Fig. 1. Principalele PM în comparație cu diametrul firului de păr și nisipului (<https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>)

Adaptarea plantelor la schimbările factorilor de mediu, implică atât răspunsuri fiziologice pe termen scurt, cât și modificări structurale și morfologice pe termen lung. Aceste modificări ajută plantele să minimalizeze stresul și să maximizeze utilizarea resurselor interne și externe (Dineva, 2004; Ianovici și colab, 2012). Suferind modificări din cauza poluanților PM din mediul urban, mediul înconjurător a exercitat o influență profundă asupra stării morfologice, biochimice, fiziologice și genetice a plantelor (Seyyednejad și colab., 2011). Deoarece plantele sunt expuse în mod constant la aer, ele sunt

receptorii principali atât pentru poluanții gazoși, cât și pentru cei cu particule din atmosferă (Ianovici și colab, 2017).

La plantele terestre, suprafața foliară acționează ca "acumulator" pentru poluanți, în special pentru PM. Vegetația este un indicator eficient al impactului general al poluării aerului, în special în contextul PM. Copacii au o suprafață foarte mare, iar frunzele lor funcționează ca un dispozitiv eficient de captare al poluanților. Frunzele, părți sensibile și foarte expuse, pot acționa ca absorbantă persistenți pentru PM într-un mediu poluat (Samal și Santra, 2002).

Utilizarea plantelor superioare în scopuri de monitorizare a aerului devine din ce în ce mai răspândită (Ianovici și colab, 2011). Principalele avantaje sunt disponibilitatea mai mare a materialului biologic, relativa simplitate a identificării speciilor și prelevării probelor, omniprezența unor genuri, ceea ce face posibilă acoperirea unor suprafețe mari. Lichenii și mușchii se caracterizează printr-o distribuție neregulată și neuniformă, iar prelevarea probelor ar trebui să fie efectuată de specialiști capabili să diferențieze speciile cu aspect similar (Maiti, 1993). Aceste limitări devin mai accentuate în zonele industriale și dens populate, unde mai multe presiuni antropice pot provoca penuria sau chiar lipsa speciilor indicatoare. Prin urmare, căutarea indicatorilor biologici alternativi devine deosebit de importantă (Ianovici, 2016). Copacii sunt deosebit de relevanți în zonele urbane în care lichenii lipsesc (Rucandio și colab., 2010; Ianovici și colab, 2013). Spre deosebire de licheni care sunt mai sensibili, copacii supraviețuiesc în zonele urbane. Copacii sunt mai eficienți la captarea particulelor din atmosferă, deoarece au o suprafață mai mare de colectare. PM-ul lipicios emis de automobile este elementul principal al poluării urbane, acesta fiind depus pe suprafața frunzelor plantelor de pe marginea drumului. PM reduce creșterea, randamentul, înflorirea și reproducerea plantelor. PM are impact asupra compoziției chimice a plantelor și este adesea folosit ca un indicator și un instrument de monitorizare a poluării mediului (Posthumus, 1985).

Investigarea ecologică a impactului PM asupra parametrilor morfologici, fiziologici și biochimici ai plantelor, ajută la identificarea biomonitorilor adecvați, prin calculul indicelui de toleranță al poluării aerului (APTI) și al indicelui de poluare anticipat (API) (Singh și Rao, 1983). Speciile de plante pot fi grupate în mod convenabil pe baza valorilor ATP (tabelul 2). APTI a fost propus pentru a evalua puterea de toleranță și rezistență a plantelor împotriva poluării aerului. APTI a fost calculat folosind formula:

$$APTI = \frac{A(T+P) + R}{10}$$

Unde: A= acid ascorbic (mg/g)

T= clorofila totală (mg/g⁻¹ w)

P= pH-ul extractului de Frunze

R= conținutul relativ de apă din frunze (%).

Tabelul 2. Gruparea plantelor pe baza APTI (Lakshmi și colab., 2009)

APTI	Răspuns
30-100	Tolerante
29-17	Moderat tolerante
16-1	Sensibile
< 1	Foarte sensibile

Există două tipuri principale de leziuni directe pe care poluarea cu PM o poate provoca plantelor: leziuni acute și cronice. Leziunile acute rezultă din expunerea la o concentrație mare de gaz pentru o perioadă relativ scurtă și se manifestă prin simptome vizibile pe frunziș, adesea sub formă de leziuni necrotice. Acest tip de leziune este foarte ușor de detectat dar nu este neapărat ușor de diagnosticat. Leziunile cronice sunt mult mai subtile: rezultă din expunerea prelungită la concentrații mai mici de gaze și iau forma de creștere și/sau reducere a randamentului, de multe ori fără simptome vizibile și clare. Plantele care sunt expuse în mod constant la poluanții de mediu absorb, acumulează și integrează acești poluanți în sistemele lor. În funcție de nivelul lor de sensibilitate, plantele prezintă modificări vizibile care includ modificarea proceselor biochimice sau acumularea anumitor metaboliți (Agbaire și Esiefarienrhe, 2009). Poluanții pot provoca leziuni ale frunzelor, leziuni stomatale, senescență prematură, pot reduce activitatea fotosintetică, perturba permeabilitatea membranei și reduce creșterea și randamentul plantelor sensibile (Tiwari și colab., 2006). Au fost efectuate multe studii pentru a evalua efectele poluării asupra diferitelor aspecte ale vieții plantelor: creșterea generală și dezvoltarea, morfologia foliară, anatomia și schimbările biochimice (Garty și colab., 2001).

Tabelul 3. Lista biomonitorilor și bioindicatorilor potențiali, sub diferite surse de poluare cu PM

Sursa de poluare	Plantele ca biomonitori	Impact
Stația de ardere a cărbunelui din Massachusetts	Licheni pe <i>Acer saccharinum</i> și <i>Populus deltoides</i>	Acoperirea lichenilor a scăzut în apropierea stației de ardere a cărbunelui (Murphy și colab., 1999).
Traficul vehiculelor și marile instalații industriale din zona urbană a orașului Napoli	<i>Quercus ilex</i>	Niveluri ridicate de Cu, Cd, Ni și alte elemente din frunzele plantelor (Alfani și colab., 2000).
Poluarea cu metale grele în Hong Kong	<i>Bauhinia blakeana</i>	Biomonitor al metalelor, dioxidului de sulf și particulelor în suspensie (Lau și Luk, 2001).
Trafic rutier și încălzire menajeră în Siena (central Italiei)	57 de specii de licheni	Bioindicator - a evidențiat ameliorarea calității aerului (Loppi și colab., 2002).
Trafic rutier în orașul Montecatini Terme (centrul Italiei)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	Biomonitor al metalelor grele (Loppi și colab., 2002).
Poluarea cu particule din cauza traficului urban și a altor activități umane în regiunile europene și nord-americane	<i>Eucalyptus globulus</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Quercus petraea</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Ficus religiosa</i>	Eficienți în captarea prafului în țările în curs de dezvoltare și dezvoltate cu condiții aride și semiaride (Freer-Smith și colab., 2004)

Poluarea cu metale grele în orașul Palermo (Sicilia, Italia)	<i>Nerium oleander</i>	Mijloc de evaluare a contaminării cu praf în mediul urban (Mingorance și Oliva, 2006).
Poluarea auto în Lucknow, India	<i>Thevetia nerifolia</i> și <i>Ficus religiosa</i>	Modificări ale pigmentilor fotosintetici, conținutului de proteine și cisteină; de asemenea, schimbări în zona frunzelor și arhitectura suprafeței foliare a plantelor (Verma și Singh, 2006).
Impactul poluării aerului în Rezervația Man și Biosfera Wienerwald, Austria	<i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Scleropodium purum</i> , <i>Abietinella abietina</i>	Distribuția briofitelor a fost influențată în mod considerabil de calitatea aerului din rezervație, așa cum a relevat indexul metodei de puritate atmosferică IAP (Krommer și colab., 2007).
Poluarea aerului într-un sit urban din nordul Italiei	Lichenii <i>Parmelia sulcata</i> , <i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Pseudevernia furfuracea</i> , <i>Usnea gr. hirta</i>	În ceea ce privește 29 de elemente studiate <i>H. physodes</i> , <i>P. furfuracea</i> și <i>U.gr.hirta</i> au o capacitate de acumulare similară, în timp ce <i>P.sulcata</i> prezintă o capacitate mai mică (Bergamaschi și colab., 2007).

4. Impactul morfologic al PM asupra plantelor

Frunzele plantelor sunt receptori primari atât pentru poluanții gazoși, cât și pentru poluanții PM din atmosferă. Înainte ca acești poluanți să intre în țesutul frunzei, interacționează cu suprafața foliară și îi modifică configurația. Depunerea prafului pe suprafața frunzelor, constând în particule ultrafine și grosiere, a arătat o reducere a creșterii plantelor prin efectul său asupra schimbului de gaze din frunze, înfloririi și reproducerii plantelor, a suprafeței și a numărului frunzelor, una dintre cele mai frecvente variabile în analizele de creștere. Reducerea suprafeței și a numărului de frunze, se poate datora scăderii producției de frunze și a senescentei sporite (Lambers și colab., 1998). Datorită poluării cu praf de ciment alcalin pe pin și molid, densitatea acului și numărul de cicatrici, au fost mai mari pentru lăstarii formați în perioada în care poluarea a fost mai accentuată, decât pentru lăstarii crescuți sub o încărcătură de poluare mult mai mică (Ots și colab., 2011).

Depunerea de praf afectează stomatele. Se produce ocluzia stomatei deoarece particulele intră în frunză prin deschiderea stomatală, iar toxicitatea lor perturbă activitatea fiziologică a plantelor, cum ar fi: inhibarea creșterii, rata fotosintezei, înflorirea târzie și dezechilibrul hormonal (Hirano și colab., 1995). Inhibarea fotosintezei nete ar putea împiedica translocarea și, în cele din urmă, creșterea frunzelor ar fi încetinită. S-a demonstrat că plantele de *Brassica campestris*, tratate cu praf de ciment, au arătat o reducere constantă a creșterii, a pigmentilor fotosintetici, a randamentului, toți acești factori conducând la reducerea biomasei plantei (Shukla și colab., 1990).

În afară de PM, cercetătorii, susțin că CO₂ și SO₂, au impact asupra stomatelor (Mansfield și Majernik, 1970). La *Phaseolus vulgaris* s-a observat că fumigația cu dioxid de sulf, provoacă deschiderea stomatelor (Black și Unsworth, 1980).

Particulele în suspensie reduc radiația activă fotosintetică (PAR) prin modificarea proprietăților optice, în special a reflexiei suprafeței în intervalul de radiații infraroșii cu unde vizibile și scurte și cresc temperatura frunzelor (Naidoo și Chirkoot, 2004). Praful de ciment ca sursă a PM, se depune pe plante, producând astfel un efect semnificativ: scade înălțimea, biomasa și productivitatea netă în plante (Jahan și Iqbal, 1992).

Structura și morfologia cerii epicuticulare este un indicator fiabil al sănătății plantelor, prin crearea unei bariere între plantă și mediu și reglarea rezistenței la stresul indus de poluant (Neinhuis și Barthlott, 1998). Depunerea prafului rutier, precum și a prafului de ciment care conține niveluri ridicate de MgO și PM, determină degradarea cerii epicuticulare prin creșterea ratei de eroziune a structurii și inducerea modificărilor umectabilității frunzelor, inhibând transpirația care ar putea avea consecințe fiziologice de anvergură, cum ar fi prevenirea schimbului de gaze și a fotosintezei precum și pierderea soluțiilor din celulele frunzelor (Sauter și Pambor, 1989). PM rezultat din praful de piatră, cauzat de activitățile de carieră, provoacă anomalii foliare ca necroza țesuturilor, pete maro și galbene, pete negre și în cazuri extreme, moartea frunzelor (Saha și Padhy, 2011). Prezența cantității excesive de metale grele, cum ar fi cuprul și sulfurile, provoacă plantelor diverse modificări fiziologice: cloroză, îmbătrânirea prematură și moartea frunzelor (Bergman, 1983). Adaptarea plantelor la poluanții atmosferici ar putea schimba structura lor morfologică, cum ar fi celulele epidermice mai groase și tricomi mai lungi. Odată depuse pe suprafața frunzelor, unele elemente pot fi preluate în frunză prin stomate, afectând astfel dezvoltarea generală și reducând rezistența plantelor la secetă, îngheț, insecte și ciuperci (Shanker și colab., 2005).

5. Efectul fiziologic și biochimic al PM asupra plantelor

pH-ul. Aspectele de creștere și dezvoltare ale plantelor sunt afectate în mod negativ de PM-urile aeriene, în funcție de natura lor fizică și chimică. PH-ul prafului poate modifica pH-ul extractului de frunze al plantelor. Modificările pH-ului ar putea influența sensibilitatea stomatelor din cauza poluanților din aer. Praful de ciment eliberează hidroxid de calciu care poate ridica alcalinitatea suprafeței frunzelor în unele cazuri la pH=12. Acest nivel de alcalinitate poate hidroliza lipidele și componentele de ceară să pătrundă în cuticule și să denatureze proteinele, în final plasmolizând celulele foliare (Guderian, 1986). PH-ul scăzut al extractului de frunze a arătat o relație cu tipul de poluare a aerului. Natura mai acidă demonstrează că poluanții atmosferici, în mare parte cei gazoși și anume SO₂, NO_x, difuzează și formează radicali de acid în matricea frunzelor, reacționând cu apa celulară, afectând astfel moleculele de clorofilă (Turk și Wirth, 1975). În prezența unui

poluant acid, pH-ul frunzelor este scăzut, iar acest declin este mai mare la speciile vegetale sensibile. Natura alcalină a prafului de ciment reduce absorbția substanțelor minerale din sol, inducând modificări în fiziologia și morfologia plantelor (Raajasubramanian și colab., 2011). Aceasta este responsabilă de modificarea pH-ului frunzelor, deoarece poate provoca deteriorarea cloroplastului. Valorile pH=9, pot provoca leziuni directe asupra frunzelor pe care sunt depuse, sau indirect prin modificarea pH-ului solului și prafulilor care transportă sărurile solubile toxice ce vor avea, de asemenea, efecte adverse asupra plantelor (Hope și colab., 1991). PH-ul extractului din frunze poate fi, de asemenea, un indicator util, deoarece SO care intră în frunză este dizolvat în apa intercelulară a mezofilului pentru a forma acid sulfuric, care în funcție de pH-ul mediului se disociază, cauzând acidificarea celulei (Puckett și colab., 1973). Expunerea la SO₂ și NO₂, ar putea scădea pH-ul extractului de frunze, deoarece plantele cu sensibilitate ridicată la dioxid de azot și dioxid de sulf, închid stomatele mai repede atunci când sunt expuse la poluanți (Larcher, 1995). În consecință, plantele sensibile au pH-ul extractului din frunze mai mare decât plantele tolerante.

Tabel 4. Impactul variațiilor de pH asupra comportamentului stomatal și fotosintezei (după Freer-Smith și Taylor, 1992)

pH	Plante	Impact
4,0-5,6	<i>Liriodendron tulipifera</i>	Scăderea fotosintezei și a conductanței stomatale.
4,0-5,6	<i>Picea abies</i>	Scăderea fotosintezei și a conductanței stomatale
2,5-5,0	<i>Picea rubens</i>	Criza pe termen lung a transpirației
3,0-5,5	<i>Fagus sylvatica</i>	Creșterea conductanței stomatale și inhibarea închiderii pe timp de noapte
3,5-5,5	<i>Picea abies</i>	Scăderea maximă și creșterea minimă a conductanței stomatelor.
5,0-6,5	<i>Mangifera indica</i>	Afectarea clorofilei și scăderea intensității fotosintezei.
5,5-6,5	<i>Psidium guajava</i>	Scăderea fotosintezei și a conductanței stomatale.
7,0-9,0	<i>Ficus religiosa</i>	Creșterea conversiei în acid ascorbic.

Conținutul relativ de apă (RWC). Apa joacă un rol important în viața plantelor. Conținutul relativ de apă exprimă echilibrul absorbției și eliberării apei din plante. RWC din corpul unei plante poate ajuta la menținerea echilibrului fiziologic în condițiile de stres a poluării. Conținutul ridicat de apă favorizează rezistența plantelor (Dedio, 1975; Ianovici, 2011). După cum susțin unii cercetători, planta cu un conținut suficient de apă, poate să-și extindă suprafața totală a frunzelor (Schuppler și colab., 1998). Dacă transpirația frunzelor se reduce din cauza poluării aerului, plantele pierd "motorul" care transportă apa de la rădăcină, necesară fotosintezei. S-a raportat că poluanții atmosferici cresc permeabilitatea celulară, ceea ce provoacă pierderea de apă și nutrienți și duce la senescența timpurie a frunzelor (Masuch și colab., 1988).

Conținutul de pigmenți, fotosinteza și stomatele. Clorofila, pigmentul fotosintetic care se găsește în cloroplastele plantelor, este un indice de

productivitate. Pigmenții fotosintetici, sunt probabil, cei mai afectați de poluarea aerului (Prusty și colab., 2005). Determinarea conținutului de clorofilă este un instrument important pentru evaluarea efectului poluanților din aer asupra plantelor, deoarece joacă un rol important în metabolismul acestora (Drăgucian și colab, 2022) Reducerile concentrației de clorofilă corespund direct reducerii creșterii plantelor. Variabila care are un efect mai mare sau mai mic asupra creșterii decât asupra fotosintezei, poate duce la variații în acumularea amidonului și astfel „diluează” concentrațiile de nutrienți în organe, cum ar fi frunzele (Marinari și colab., 2007). Clorofila și carotenoizii, pot oferi informații valoroase despre starea fiziologică a plantelor. Epuizarea clorofilei determină imediat o scădere a productivității plantelor și, ulterior, planta prezintă o vigoare slabă, susceptibilitate la diferite infecții și instalarea prematură a senescentei (Alexan și Ianovici, 2018; Ciobanu și Ianovici, 2018; Boboescu și Ianovici, 2018). În consecință, se spune că plantele care își păstrează clorofila chiar și în mediul poluat, sunt tolerante.

Pigmenții clorofilieni, pot suferi sub stres mai multe reacții fotochimice, (cum ar fi oxidarea, reducerea), astfel încât orice modificare a concentrației de clorofilă, poate schimba comportamentul morfologic, fiziologic și biochimic al plantei (Puckett și colab., 1973). Diferenții poluanți joacă un rol semnificativ în inhibarea activității fotosintetice, care poate duce la epuizarea conținutului de clorofilă și carotenoizi (Chauhan și Joshi, 2008). Studiile au arătat o reducere a clorofilei *a*, a clorofilei *b*, a conținutului total de clorofilă, a carotenoizilor, a zahărului total, a proteinelor, a mărimii frunzelor din eșantioanele contaminate provenind din arii cu trafic rutier sau poluate industrial. Studiul privind efectul gazelor de eșapament asupra diversilor parametri biochimici ai arborilor de pe marginea drumului, a arătat o reducere a conținutului total de clorofilă, proteine și aminoacizi la frunzele de *Ricinus communis*, *Carica papaya* și *Ficus religiosa*, în relație cu plantele de control.

Au fost observate modificări ale substanțelor biochimice la *Cassia occidentalis* ca urmare a poluării auto, precum: reducerea critică a clorofilei *a*, clorofilei *b* și clorofilei totale. Se raportează că stresul poluării scade nivelul de clorofilă al frunzelor arborilor. Conținutul de clorofilă al plantelor variază de la specie la specie în funcție de vârsta frunzelor, nivelul de poluare, precum și de alte condiții biotice și abiotice. Studiile sugerează, de asemenea, că un nivel ridicat de poluare auto scade conținutul de clorofilă la plantele mai înalte din apropierea drumurilor. Poluarea de către automobile a afectat negativ aerul înconjurător și pigmenții arborilor (*Polyalthia longifolia*, *Ficus religiosa*). Speciile tolerante pot fi utilizate pentru dezvoltarea plantațiilor urbane și a zonei ecologice în situri industriale, pentru a reduce nivelul poluării aerului.

Impactul depunerii ploii acide simulate și a prafului de minereu de fier la *Eugenia uniflora*, a condus la valori mai mici ale fotosintezei nete, conductanței stomatale, transpirației, conținutului de clorofilă și ratei de transport a electronilor prin fotosistemul II (PS II) (Neves și colab., 2009). Descoperirile cercetătorilor precizează că activitățile catalazei și superoxid dismutazei, au fost reduse prin ploaia acidă simulată.

La *Schinus terebinthifolius*, depunerea minereului de fier a crescut conținutul de clorofilă, eficiența cuantică maximă a PS II și rata de transport a electronilor (Kuki și colab., 2008). PM solide din fier, depuse la suprafața frunzelor de *Clusia hilariana*, a determinat rezultate semnificative în ritmul fotosintetic, conductanță stomatală, transpirație, acumularea de acid organic, randamentul cuantic potențial al PS II și schimbări ale modelului de fotosinteză CAM, în timp ce a crescut permeabilitatea relative a membranei și reducerea activităților catalazei și superoxid dismutazei. Peroxidarea lipidelor nu s-a schimbat (Pereira și colab., 2009). Cercetătorii au descoperit că datorită expunerii la O₃, au loc pierderi de clorofilă, o permeabilitate crescută a membranei, scăderea randamentului semințelor, pierderea grupărilor totale de sulfhidril, reducerea conținutului de proteine solubile și creșterea activității guaiacol peroxidazei în frunzele soiurilor de soia (Chernikova și colab., 2000).

Poluarea cu fum de cărbune a avut efecte inhibitorii asupra concentrațiilor de pigmenți ai frunzelor, asupra activității de reducere a nitratului și a conținutului total de N. Efectele stimulative au fost exercitate asupra indicelui stomatal și asupra conținutului de nitrați și sulf la *A. indica*. În plus, emisiile fumului de cărbune au afectat negativ fotosinteza, metabolismul N și caracteristicile de creștere la *Triumfita romboidea* în etapele de preînflorire, înflorire și postînflorire (Iqbal și colab., 2010).

Gazele poluante, cum ar fi SO₂, NO_x și O₃, produc radicali în reacțiile cu materialul vegetal (Sakaki și colab., 1983). Acești radicali provoacă leziuni membranelor și moleculelor asociate, inclusiv pigmenților clorofilieni (Malhotra și Khan, 1984). Reducerea concentrației de clorofilă în frunzele poluate s-ar putea datora leziunilor cloroplastelor, biosintezei sau degradării crescute a clorofilei (Esmat, 1993).

Împreună, SO₂ și NO₂, pot scădea fotosinteza la *Betula pendula* și de asemenea, pot modifica schimbul de gaze al plantelor lemnoase *Populus deltoids*, *Populus nigra*, *Fagus sylvatica*, *Picea sitchensis* și *Picea abies*. Efectele asupra fotosintezei nete au fost observate în general pentru concentrații de expunere de peste 500 ppb (Freer-Smith și Taylor, 1992).

Poluanții atmosferici, în special PM, își fac intrarea în țesuturi prin stomate, cauzează denaturarea parțială a cloroplastului și scad conținutul de pigmenți în celulele frunzelor poluate. Prin urmare, are loc o pierdere

considerabilă a clorofilei totale în frunzele expuse poluării aerului, ceea ce susține argumentul că cloroplastul este principalul loc de atac al poluanților atmosferici, cum ar fi PM, SO₂ și NO_x (Tripathi și Gautam, 2007).

Unele experimente raportează de asemenea, că praful de ciment a scăzut productivitatea și concentrația de clorofilă într-o serie de culturi. Praful de ciment de pe suprafața frunzelor induce degradarea cloroplastului, ducând la scăderea conținutului de clorofilă. O reducere a clorofilei totale a fost găsită în frunzele diferitelor plante anuale și conifere acoperite cu praf de ciment (Nunes și colab., 2004).

Efectele de umbrire datorate depunerii de PM pe suprafața frunzei, ar putea fi responsabile pentru scăderea concentrației de clorofilă în zona poluată. S-ar putea bloca stomatele interferând astfel cu schimbul gazos, ceea ce duce la creșterea temperaturii frunzelor, care poate întârzia, prin urmare, sinteza clorofilei. Reducerea conținutului de clorofilă se poate datora interferenței tuturor metalelor cu sinteza clorofilei și metabolismul grăsimilor, inhibarea creșterii rădăcinii, fotosintezei, absorbției nutrienților, suprafeței frunzelor, biomasei, etc. (Pollacco, 1987).

Carotenoizii sunt o clasă de pigmenți solubili naturali găsiți în plante, alge și bacterii fotosintetice, unde joacă un rol critic în procesul fotosintetic. Acționează ca pigmenți accesorii la plantele superioare. Mai mulți cercetători au raportat un conținut redus de carotenoizi la poluarea aerului. Carotenoidul protejează clorofila împotriva distrugerii fotooxidative. S-a constatat că un conținut mai mare de carotenoizi, al unor plante de cultură, a scăzut ca răspuns la SO₂, deoarece aceștia sunt mai sensibili la dioxid de sulf decât clorofila (Shimazaki și colab., 1980). Carotenoizii joacă o funcție importantă, în special ca agenți fotoprotectori pentru cloroplaste. În condiții de stres are loc distrugerea celulară, inclusiv degradarea pigmentului (Senser și colab., 1990).

Acidul ascorbic. Antioxidant natural al plantelor, acidul ascorbic joacă un rol semnificativ în toleranța la poluare. Se mai numește și vitamina C și este, de asemenea, un alt parametru care poate decide toleranța plantei la poluarea aerului. Acesta joacă un rol semnificativ și în reacția ușoară a fotosintezei, activează mecanisme de apărare și în condiții de stres, poate înlocui apa din reacția de lumină (Singh și Verma, 2007). Ascorbatul a fost cunoscut ca o moleculă antioxidantă capabilă să detoxificeze poluanții atmosferici și este de asemenea capabilă să controleze expansiunea și diviziunea celulară (Joshi și Swami, 2007). Acidul ascorbic joacă un rol în sinteza peretelui celular, în apărare și în diviziunea celulară (Conklin și colab., 2000).

Studii timpurii arată că în plante, există o corelație definită între conținutul de acid ascorbic și rezistența la poluare. Plantele rezistente conțin o

cantitate mare de acid ascorbic, în timp ce plantele sensibile posedă un nivel scăzut de acid ascorbic. Nivelul acestui acid scade la expunerea la poluanți (Keller și Schwager, 1977). Astfel, plantele care mențin un nivel ridicat de acid ascorbic, chiar și în condiții de poluare, sunt considerate tolerante la poluanții atmosferici. Acidul ascorbic fiind un puternic reactiv, activează multe mecanisme fiziologice și de apărare, iar puterea de reducere este direct proporțională cu concentrația sa (Lewin, 1976). În studiile de specialitate există rezultate contradictorii cu privire la efectele poluanților individuali sau la poluarea aerului înconjurător asupra conținutului de acid ascorbic la diverse specii de plante. În experimentele de fumigare, comparând copacii care cresc în zone mai mult sau mai puțin poluate, mai mulți cercetători au detectat creșteri, alții scăderi, ba chiar nici o modificare a conținutului de acid ascorbic, ca urmare a impactului cu poluanții din aer (Bermadinger și colab., 1990).

Conținutul de zahăr. Zahărul solubil este un element constitutiv și o sursă importantă de energie pentru toate organismele vii. Plantele îl produc în timpul fotosintezei și este degradat în timpul respirației (Tripathi și Gautam, 2007). Poluanți precum SO₂, NO₂ și H₂S, pot provoca o epuizare mai mare a zaharurilor solubile în frunzele plantelor cultivate în zone poluate. Scăderea conținutului total de zahăr al frunzelor deteriorate corespunde cu inhibarea fotosintetică sau stimularea ratei respirației. De asemenea, s-a constatat că nivelul carbohidraților solubili a scăzut din cauza fumigației cu amestec de O₃, SO₂ și NO₂ atât în frunzele tinere, cât și în cele mature, această scădere a zaharurilor solubile fiind o consecință a creșterii consumului metabolic de energie în condiții de stres. Rata de respirație mai mare a fost raportată la speciile de arbori rezistente la poluarea aerului (Lorenc-Plucinska, 1982). Reducerea conținutului de zahăr al culturilor din jurul zonei poluate cu praf de ciment poate fi atribuită respirației crescute și scăderii fixării CO₂, din cauza deteriorării clorofilei (Tripathi și Gautam, 2007). Reducerea zahărului total reflectă interferența absorbției luminii cauzată de depunerea prafului pe suprafețele frunzelor. Nivelurile scăzute de zahăr se pot datora sintezei reduse sau deturnării metaboliților către alte procese de sinteză.

Impactul metalelor. Metalele grele sunt clasificate ca fiind unele dintre cele mai dăunătoare grupuri de poluanți antropici, datorită toxicității și persistenței în mediu (Anim și colab., 2012). Prezența metalelor grele în ariile rutiere și a particulelor în aerul ambiental este gravă și are efecte negative asupra sănătății umane (Rai, 2015). Prezența de metale grele peste nivelul lor de prag ar putea fi, de asemenea, potențial dăunătoare pentru vegetația și mediul local. Nivelurile ridicate de metale grele pot provoca stres oxidativ fie prin inducerea generării speciilor reactive de oxigen (ROS) în compartimentele

subcelulare, prin scăderea antioxidanților enzimatici și non-enzimatici, datorită afinității cu grupul care conține sulf ($-SH$), (Gupta și colab., 2012).

Metalele grele precum zincul, cuprul, fierul și sulful sunt necesare pentru biosinteza enzimelor, auxinei și a unor proteine, esențiale pentru creșterea normală și dezvoltarea plantelor (Onder și Dursun, 2006). Perturbarea concentrației lor poate provoca o modificare semnificativă a proceselor biochimice din plante care duce la pierderea producției, randamentului și calității culturilor agricole (Bucher și Schenk, 2000). Pierderea producției de alune din cauza concentrației mari de zinc a fost evidențiată în frunzele de *Corylus avellana*. Cuprul excesiv poate distruge structura subcelulară a plantelor (Sresty și Madhava, 1999). Concentrația mare de sulf devine toxică pentru plante, deoarece produce diverse modificări biochimice, cum ar fi distrugerea clorofilei și a celulelor care determină reducerea grosimii inelelor anuale ale copacilor (Kantarci, 2003).

Eficiența fotosintetică a majorității plantelor este afectată de metale grele. Metalele au un impact multiplu asupra fotosintezei. Excesul de Cu, Cd sau Pb inhibă direct transportul fotosintetic al electronilor, precum și activitățile enzimelor ciclului Calvin-Benson sau asimilarea netă a CO_2 (Myśliwa-Kurdziel și colab., 2002). Cuprul a fost considerat mai toxic decât Cd și Pb pentru fotosinteză la frunzele de castravete (Burzynski și Klobus, 2004). Plantele mai mari funcționează ca biomonitori ai contaminării aerine cu metale, datorită proprietăților acestora de acumulare. Oamenii de știință au biomonitorizat urmele metalelor prezente în PM_{10} folosind frunze de *Saraca indica*, și frunze de *Taraxacum* (Prajapati și Tripathi, 2007). *Quercus ilex*, *Pinus pinea*, *Robinia pseudacacia*, *Pyracantha coccinea*, *Nerium oleander*, *Murraya paniculata* sunt raportate ca biomonitori pentru diverși poluanți de metale grele (Doğanlar și Atmaca, 2011).

6. Efectele genotoxice ale PM asupra plantelor

Efectul genotoxic al poluanților PM asupra ecosistemului este de asemenea îngrijorător. Efectele compușilor toxici și efectele genotoxice ulterioare asupra plantelor au o importanță deosebită, deoarece plantele reprezintă o mare parte din biosfera noastră și constituie o legătură vitală în rețeaua alimentară (Rajput și Agrawal, 2005). Prin urmare, estimarea genotoxicității PM este esențială pentru evaluarea riscurilor mediului și pentru sănătatea plantelor. De asemenea, majoritatea acestor poluanți PM, de exemplu, compuși aromatici policiclici (PAC), metale grele și hidrocarburi alifatiche halogenate, s-au dovedit a fi genotoxici. Plantele mai înalte pot fi considerate indicatori sensibili și eficienți ai genotoxicității. Beneficiul folosirii plantelor ca bioindicatori ai genotoxicității este că acestea sunt sensibile la

perioade de expunere cuprinse între câteva minute și săptămâni, sunt ușor de manipulat și de implementat și sunt ieftine în comparație cu metodele convenționale ale indicatorilor.

S-a demonstrat că diferiți poluanți din PM au un impact genotoxicologic atât asupra plantelor, cât și asupra oamenilor (Rai, 2015). De exemplu, deși hidrocarburile aromatice policiclice (PAHs) sunt compuși chimici relativ inerti, prin activarea metabolică la derivați electrofili sunt capabili de interacțiune covalentă cu centre nucleofile ale ADN-ului. Aceste aducții ale PAH la ADN provoacă substituții de perechi de baze, diverse mutații, deleții, stopare în faza S a ciclului celular, ruperea catenelor și o varietate de modificări cromozomiale.

Allium cepa, *Arabidopsis thaliana*, *Tradescantia pallida*, *Trifolium repens* și *Vicia faba*, sunt doar câteva dintre speciile de plante care au fost utilizate cu succes în biomonitorizarea genotoxicității aerului prin aplicarea testelor citogenetice (Piraino și colab., 2006).

Tradescantia sp. poate evalua efectele mutagene prin formarea de micronuclei în celulele meiotice sau mitotice și mutații în perii staminali. Biotestul Trad-MCN a fost utilizat pe scară largă pentru monitorizarea genotoxicității mediului și este deosebit de sensibil la mutagenii chimici (Guimarães și colab., 2000).

7. Evaluarea ecofiziologică a speciilor de arbori pentru biomonitorizarea calității aerului

Poluanții atmosferici primari și secundari cresc de la o zi la alta din cauza traficului intens, urbanizării și industrializării. Constatăm extinderea sectorului industrial (Kanakidou și colab., 2011). Poluanții gazoși incluzând oxidul de sulf (SO_x), oxidul de azot (NO_x) și particulele în suspensie (SPM), emise din sectorul industrial, joacă un rol important în determinarea calității aerului înconjurător din împrejurimi (Sengupta, 2003).

Creșterea concentrației acestor gaze în atmosferă determină încălzirea globală și schimbări climatice, deoarece N₂O are de 310 ori mai mult potențial de încălzire globală decât CO₂ (Sen și colab. 2017). Poluanții gazoși și particulele poluante, individual, sau în combinație, produc pagube în fiziologia plantelor prin tulburarea fotosintezei, respirației și transpirației, permițând pătrunderea poluanților gazoși fitotoxici în acestea (Sisodia și Dutta, 2016).

Au fost efectuate numeroase investigații cu privire la răspunsul fiziologic și biochimic al plantelor care cresc în zonele urbane (Palit și colab., 2013). În funcție de concentrația poluanților, timpul de expunere, factorul climatic, caracteristicile solului și tipul de specie, au fost observate pierderi semnificative ale producției culturilor, din cauza nivelului de poluare a aerului

din mediul urban, suburban și rural (Mina și colab., 2013). Poluanții intră în plante și reacționează cu apa, rezultând un pH scăzut. Aceștia reacționează, de asemenea și cu anumiți constituenții celulari precum enzimele, care în cele din urmă afectează metabolismul celular, rezultând leziuni ale plantelor.

Vegetația este un indicator eficient al impactului general al poluării aerului și al schimbărilor sezoniere și de mediu (Gheorghe și Ion, 2011). Răspunsul plantelor la poluarea aerului la nivel fiziologic și biochimic poate fi înțeles prin analizarea factorilor care determină rezistența și vulnerabilitatea. Așa cum s-a prezentat în secțiunea **Bioindicatori vegetali la particule în suspensie**, indicele de toleranță al poluării aerului (APTI) evaluează răspunsul plantelor la poluarea aerului (Rai și Panda, 2014). În zona poluată atmosferic sunt observate mai multe răspunsuri comune ale plantelor, cum ar fi reducerea înălțimii și modificările biomasei, clorofilei, acidului ascorbic, precum și a conținutului de prolină (Mina și colab., 2013). Toleranța plantelor poate fi evaluată prin utilizarea APTI, care se calculează pe baza conținutului de acid ascorbic, a conținutului relativ de apă, a pH-ului extractului de frunze și a conținutului total de clorofilă din frunze. S-a realizat revizuirea studiilor publicate în mai multe țări din întreaga lume pe baza APTI (Molnár et.al., 2018). Performanța APTI a fost, de asemenea, evaluată comparând zonele industriale, rutiere și urbane.

În prezent, poluarea mediului este o problemă bine cunoscută și gravă a societății noastre la scară globală. În majoritatea orașelor moderne, industrializarea și urbanizarea cauzează creșterea poluării aerului (Boboescu și colab, 2020; Gușiță și Ianovici, 2021; Găinaru și Ianovici, 2021). În mediul urban, cel mai mare factor care contribuie la poluarea aerului este traficul auto. Poluarea legată de trafic constă în emisiile de gaze de eșapament, uzura frânei, anvelopelor, ambreiajului și suprafeței drumului, precum și resuspensia particulelor grosiere de la sol (Grigoratos și Martini, 2014).

Impactul industriilor asupra vegetației este raportat de mai multe studii (Chauhan și Joshi, 2013). Emisia de praf este una dintre principalele forme de poluare atât din traficul auto, cât și din cauza activităților industriale. În mod natural, particulele în suspensie prezintă variații sezoniere și chiar zilnice, de calitate și cantitate, în funcție de condițiile meteorologice cum ar fi: temperatura, umiditatea și precipitații (Kaur și Nagpal, 2017). Viteza de depunere a particulelor în suspensie este influențată de forma și dimensiunea lor, care determină mecanismele de sedimentare, difuzie, impactare și precipitare (Hariram și colab., 2018).

Plantele, în special copacii, acționează ca filtre vii în zonele poluate. Frunzele copacilor multiplică suprafața solului unui singur copac, rezultând o suprafață destul de mare pentru acumularea de poluanți. Capacitatea de

captare a poluanților variază de la o specie la alta și este determinată de geometria suprafeței frunzelor, de caracteristicile frunzișului și de înălțimea copacilor. În afară de adsorbția prafului pe suprafața frunzelor, poluanții mai fini sunt de asemenea, absorbiți și acumulați în interiorul țesutului frunzei prin ostiole (Kaur și Nagpal, 2017). Frunzele copacilor sunt expuse continuu la atmosferă. Astfel, calitatea aerului se reflectă aparent asupra sănătății plantelor prin modificări morfologice și biochimice (Choudhury și Banerje, 2009). Prin urmare, biomonitorizarea plantelor este un instrument util pentru evaluarea impactului poluanților eliberați în atmosferă. Vegetația și flora de pe marginea drumului din jurul fabricilor, centralelor electrice și siturilor industriale sunt cele mai frecvente subiecte ale cercetărilor efectuate în domeniul biomonitorizării.

Stresul cauzat de poluanții atmosferici poate afecta numărul de frunze, flori și fructe, suprafața frunzelor, lungimea tulpinii și rădăcinilor, germinarea semințelor, pigmentii fotosintetici, conținutul relativ de apă, pH-ul extractului de frunze, acidul ascorbic, etc (Hariram și colab., 2018).

- Productivitatea primară a plantelor, creșterea și dezvoltarea biomasei depind de conținutul de clorofilă, care este puternic afectat de gradul de poluare (Girish și colab., 2017). Pierderea conținutului de clorofilă este un indiciu comun al calității aerului degradat. Cu toate acestea, speciile tolerante pot avea chiar un conținut îmbunătățit de clorofilă în locurile poluate ca mecanism de apărare în condiții stresante. Astfel, conținutul mai mare de clorofilă favorizează în general toleranța.
- Conținutul relativ de apă (RWC) este un indicator important al stării apei în plante; un RWC mai mare îmbunătățește toleranța plantelor, deoarece ajută la menținerea echilibrului fiziologic în condiții de stres prin rate crescute de transpirație.
- PH-ul din extractul de frunze influențează permeabilitatea stomatală a poluanților atmosferici. Se raportează faptul că pH-ul frunzei este redus de compușii acizi din atmosferă (Zhang și colab., 2016). Cu cât o anumită specie este mai sensibilă, cu atât rata acestei reduceri este mai drastică (Gholami, 2016). În general, plantele cu valoarea pH-ului frunzelor menținute în jurul valorii de 7 sunt considerate tolerante, deoarece condițiile acide ale pH-ului împiedică foarte mult activitatea fotosintetică (Girish și colab., 2017).
- Acidul ascorbic sau vitamina C este un antioxidant natural esențial pentru mai multe mecanisme fiziologice care are rol protector împotriva compușilor oxidanți poluatori. În mod constant, un conținut mai mare de acid ascorbic în țesutul vegetal indică o toleranță mai mare la poluare.

APTI a devenit o metodă comună și utilă pentru evaluarea sensibilității speciilor împotriva poluării. Se calculează pe baza conținutului total de clorofilă, a conținutului relativ de apă, a pH-ului extractului de frunze și a conținutului de acid ascorbic. Valoarea APTI mai mare înseamnă că speciile de plante sunt mai tolerante la poluare și prin urmare, pot fi plantate în locuri poluate pentru îmbunătățirea calității aerului. Pe de altă parte, se preconizează că speciile sensibile vor avea valori scăzute ale APTI și pot fi utilizate ca indicatori ai poluării prezente în mediu.

Au fost comparate mai multe țări pe baza valorilor APTI. Cele mai mari valori APTI au fost în China: a fost semnificativ mai mare decât în Ungaria ($p < 0,001$), India ($p < 0,05$), Iran ($p < 0,001$) și Nigeria ($p < 0,001$). Speciile de arbori cu cea mai mică medie APTI au fost găsite în Ahvaz, Iran. Ahvaz a fost clasat ca cel mai poluat oraș din lume de către Organizația Mondială a Sănătății în 2013 (Gholami și colab., 2016). Clima din această regiune este caldă și umedă și există o abundență de praf. Pe baza APTI, speciile de arbori au avut o toleranță destul de scăzută împotriva poluării. Acest lucru arată că în locurile extrem de poluate, poluanții atmosferici pot degrada parametrii biochimici ai plantelor, în măsura în care acestea devin excesiv de sensibile la poluarea aerului. APTI determinat în Ungaria a fost moderat în comparație cu valorile APTI din alte țări. Acesta a fost semnificativ mai mic decât în China ($p < 0,001$) și India ($p < 0,05$), unde au fost prezente speciile cele mai tolerante.

Unul dintre sistemele de clasificare a utilizării terenurilor identifică 3 zone: zona industrială, marginea drumurilor și zona urbană. Cea mai mare medie APTI a fost găsită în siturile industriale, care diferă semnificativ de marginea drumurilor ($p < 0,05$) și de zonele urbane ($p < 0,001$; Fig. 2). Valorile APTI la marginea drumurilor au fost semnificativ mai mari decât în zonele urbane ($p < 0,05$). În consecință, toleranța speciilor de plante a scăzut în următoarea ordine: teren industrial > drumuri > zone urbane. Astfel, nivelul de poluare globală a relevat aceeași tendință: a fost cea mai mare la siturile industriale și cea mai scăzută în zonele urbane. Acest lucru sugerează cele mai bune condiții pentru dezvoltarea și creșterea speciilor sensibile în zonele urbane, în timp ce prezența activităților industriale în anumite zone necesită toleranță de la plante (Ogunkunle și colab., 2015; Simon și colab., 2014).

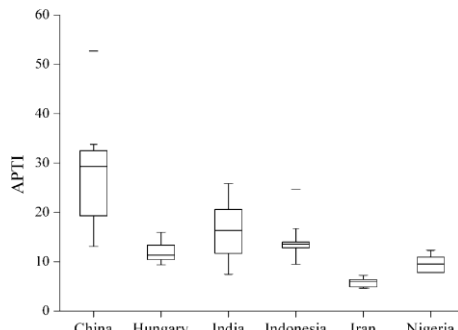


Fig.2. Valori APTI (Molnár et.al., 2018)

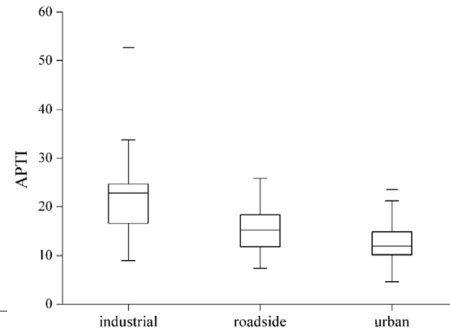


Fig.3. APTI în ariile studiate (Molnár et.al., 2018)

Concluzii

- Există o mulțime de metode și organisme care pot fi utilizate în biomonitorizarea poluării mediului, respectiv a poluării aerului. De asemenea, cunoașterea reacțiilor plantelor la unele substanțe, poate fi cu adevărat utilă în diagnoza rapidă a condițiilor de mediu. În plus, poate indica o amenințare rapidă și directă la adresa sănătății oamenilor.
- Deși plantele posedă unele mecanisme tolerante la stres, o cantitate considerabilă de daune le este cauzată ca urmare a PM sau depunerii de praf care conduce la inhibarea activităților fotosintetice și sinteza proteinelor, precum și susceptibilitatea la leziuni cauzate de microorganisme și insecte. Metabolic, răspunsurile fiziologice, biochimice și genotoxice ale plantelor la poluarea cu PM pot fi considerate modificări potențial adaptive.
- Evaluarea modificărilor morfologice, fiziologice și biochimice ale plantelor privind expunerea la poluarea cu PM este un pas important pentru izolarea și diferențierea plantelor tolerante de cele sensibile.
- Evaluarea indicelui de toleranță la poluarea aerului (APTI) poate fi utilizată pentru a găsi specii de plante adecvate pentru reducerea poluanților și pentru a identifica posibili indicatori ai acestor poluanți.
- Identificarea speciilor tolerante și a speciilor sensibile din orice zonă de studiu, pot fi utilizate pentru dezvoltarea unor soluții ecologice, astfel încât să prevină problemele de poluare a aerului.
- Valorile APTI au fost comparate între zonele industriale, rutiere și urbane. Pe baza rezultatelor studiilor din ultimii ani, se recomandă plantarea arborilor toleranți la poluarea aerului în teritoriile poluate, în special în apropierea surselor de emisii directe. În zonele urbane, unde mediul favorizează și speciile sensibile, astfel de taxoni ar trebui plantați și folosiți pentru a indica schimbări ale calității aerului.

BIBLIOGRAFIE SELECTIVĂ

- Acharya S., Jena R.C., Das S.J., Pradhan C., Chand, P.K. 2017. Assessment of air pollution tolerance index of some selected roadside plants of Bhubaneswar city of Odisha State in India. *Journal of Environmental Biology*. 38:1397–1403.
- Agbaire P.O., Esiefarienrhe E.. 2009. Air pollution tolerance indices (apti) of some plants around Otorogun gas plant in Delta State, Nigeria. *J. Appl. Sci. Environ. Manag.* 13:11–14.
- Alexan D.I., Ianovici N. 2018. Defensive mechanisms of plants based on secondary metabolites. *BIOSTUDENT*, 1 (2): 51-58
- Alfani A., Baldantoni T., Maisto G., Bartoli G., Virzo De Santo A. 2000. Temporal and spatial variation in C, N, S and trace element contents in the leaves of *Quercus ilex* within the urban area of Naples. *Environ. Pollut.* 109:119–129.
- Anim A.K., Laar C., Osei J. et al. 2012. Trace metals quality of some herbal medicines sold in Accra, Ghana. *Proc. Int. Acad. Ecol. Environ. Sci.* 2:111–117.
- Barrs H. D., Weatherley P. E. 1962. A re-examination of the relative turgidity technique for estimating water deficits in leaves. *Australian Journal of Biological Science*: 15:413– 428.
- Bates L. S., Waldren R. P., Teare, L. D. 1973. Rapid determination of free proline for water stress studies. *Plant and Soil*.39:205–207.
- Bell J.N.B., Treshow M. 2002. *Air Pollution and Plant Life*. 2nd Edition. John Wiley & Sons Ltd.
- Bergamaschi L., Rizzio E., Giaveri G., Loppi S., Gallorini M. 2007. Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to a urban site. *Environ. Pollut.* 148:468–476.
- Bergman W., 1983. Forbatlas Emahrungsstorungen bei Kulturpflanzen fur den Gebrauch im Eldbestand. VEB Gustov Fischer Verlag, Jena.
- Bermadinger E., Guttenberger H., Grill D. 1990. Physiology of young Norway spruce. *Environ. Pollut.* 68:319–330.
- Black V.J., Unsworth M.H. 1980. Stomatal responses to sulphur dioxide and vapour pressure deficiency. *J. Exp. Bot.* 31:667–677.
- Boboescu N T, Ianovici N. 2018. Several aspects regarding plant senescence. *BIOSTUDENT*, 1 (2):107-113
- Boboescu N T., Seichea E. I., Cînda L.M., Şcheau A.O., Ianovici N. 2020. Pesticides and their adverse effects on the environment and human health. *BIOSTUDENT*, vol. 3 (1): 13-34
- Buchchi B.G., Nazaneen Parveen S., Naveen K.K., Sridhar, R.M. 2013. Evaluation of air pollution tolerance indices of plant species growing in the vicinity of cement industry and Yogi Vemana University campus. *Indian Journal of Advances in Chemical Science*. 2:16–20.
- Burzynski M., Klobus G. 2004. Changes of photosynthetic parameters in cucumber leaves under Cu, Cd, and Pb stress. *Photosynthetica*. 42:505–510.
- Chattopadhyay S., Gupta S., Saha R. N. 2010. Spatial and temporal variation of urban air quality: a GIS approach. *Journal of Environmental Protection*. 1:264–277.
- Chauhan A., Joshi P.C. 2008. Effect of ambient air pollution on photosynthetic pigments on some selected trees in urban area. *Ecol. Environ. Conserv.* 14:23–27.
- Chauhan A., Joshi P.C. 2010. Effect of ambient air pollutants on wheat and mustard crops growing in the vicinity of urban and industrial areas. *New York Science Journal*.3:52–60.
- Chernikova T., Robinson J.M., Lee E.H., Mulchi C.L. 2000. Ozone tolerance and antioxidant enzyme activity in soybean cultivars. *Photosynth. Res.* 64:15–26.
- Choudhury P., Banerjee D. 2009. Biomonitoring of air quality in the industrial town of Asansol using the Air Pollution Tolerance Index approach. *Research Journal of Chemistry and Environment*.13:46–51.
- Ciobanu D.-G., Ianovici N. 2018. Considerations regarding the mechanisms involved in regulating plant immunity to pathogen attack. *BIOSTUDENT*, vol. 1 (2), pp. 93-98
- Conklin P.L. et al.. 2000. Identification of ascorbic acid-deficient Arabidopsis thaliana mutants. *Genetics*. 154:847–856.
- Das K., Dey U., Bhaumik R., Datta J.K., Mondal N. K. 2011. A comparative study of lichen biochemistry and air pollution status of the urban, semi-urban and industrial area of Hooghly and Burdwan district, West Bengal. *Journal of Stress Physiology & Biochemistry*.7:311–323.
- Dasgupta S.N. 1957. Air pollution in relation to plant diseases. Presidential Address, Section of Botany, 45th Session Proceedings of Indian Science Congress Association. vol. 43:88–107.
- Dedio W. 1975. Water relations in wheat leaves as screening test for drought resistance. *Can. J. Plant Sci.* 55:369–378.
- Dineva S.B. 2004. Comparative studies of the leaf morphology and structure of white ash *Fraxinus americana* L. and London plane tree *Platanus acerifolia* willd growing in polluted area. *Dendrobiology*.52:3–8.
- Dmuchowski W., Molski B. 1975. The influence of fluorine on flora. *Wiadomości Botaniczne*. 19: 59-71.
- Doğanlar, Z.B., Atmaca, M., 2011. Influence of airborne pollution on Cd, Zn, Pb, Cu, and Al accumulation and physiological parameters of plant leaves in Antakya (Turkey). *Water Air Soil Pollut.* 214:509–523.
- Drăgoi A., Ianovici N. 2021. Aspects regarding the effects of fungicides on organisms. *BIOSTUDENT*, vol. 4 (1), pp. 39-64
- Drăgucian V.-D., Lăpădat A S, Ciobanu D G, Ianovici N, Datcu A D. 2022. Non-invasive chlorophyll investigation on ornamental plants from urban habitats. *Research Journal of Agricultural Science*, 54 (4): 31-36
- Dutta D., Kundu D., & Datta J. K. 2017. Evaluation of growth, physiology and yield of mung bean (*Vigna radiata*) by inoculating isolated nitrogen fixing bacteria from pharmaceutical wastewater. *Journal of Environmental Science and Pollution Research*.3: 149–152.

- Enete I.C., Chukwudeluzu V. U., Okolie, A.O. 2013. Evaluation of air pollution tolerance index of plants and ornamental shrubs in Enugu City: Implications for urban heat island effect. *World Environment*.3:108–115.
- Esmat A.S. 1993. Damage to plants due to industrial pollution and their use as bioindicators in Egypt. *Environ. Pollut.* 81:251–255.
- Faltynowicz W. 1995. Using lichen to assess air pollution. Principles, methods, keys to the determination of selected species. *Rural Environmental Education Center*, Krosno. 14. In Polish.
- Ferreira-Baptista L., DeMiguel E.. 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmos. Environ.* 39: 4501–4512.
- Freer-Smith P.H., El-Khatib A.A., Taylor G. 2004. Capture of particulate pollution by trees: a comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North-American species. *Water Air Soil Pollut.* 155:173–187.
- Freer-Smith P.H., Taylor G. 1992. Comparative evaluation of the effects of gaseous pollutants, acidic deposition and mineral deficiencies on gas exchange of trees. *Agric. Ecosyst. Environ.* 42:321–332.
- Garg A., Saxena P., Ghosh, C. 2015. Evaluation of tolerance and sensitivity of selected plant species with special reference to gasoline exhaust pollution. *International Journal of Scientific & Technology Research.* 4:199–207.
- Garty J., Tamir O., Hassid I., Eshel A., Cohen Y., Karnieli A., et al. 2001. Photo-synthesis, chlorophyll integrity, and spectral reflectance in lichens exposed to air pollution. *J. Environ. Qual.* 30:884–893.
- Găinaru O., Ianovici N. 2021. Considerations regarding the effects of alkaline water on living organisms. *BIOSTUDENT*, vol. 4 (1), pp. 91-162
- Gheorghie I.F., Ion B. 2011. The effects of air pollutants on vegetation and the role of vegetation in reducing atmospheric pollution. *The impact of air pollution on health, economy, environment and agricultural sources.*
- Gholami A., Mojiri A. Amini H. 2016. Investigation of the air pollution tolerance index (APTI) using some plant species in Ahvaz region. *The Journal of Animal & Plant Sciences.* 26:475–480.
- Giri S., Shrivastava D., Deshmukh K., Dubey, P. 2013. Effect of air pollution on chlorophyll content of leaves. *Current Agriculture Research Journal.* 1:93–98.
- Girish L., Krishnankutty K. Vaidya S. 2017. Air pollution tolerance index of selected plants growing near road side of Navi Mumbai, Maharashtra. *International Journal of Current Research.* 9:57807–57811.
- Grigoratos T., Martini, G. 2014. Non-exhaust traffic related emissions. Brake and tyre wear PM, Publications Office of the European Union: Luxembourg. p.53.
- Guderian R. 1986. Terrestrial ecosystems: particulate deposition. In: Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystem. In: Legge, A.H. Krupa, S.V. (Eds.), *Advances in Environmental Science and Technology.* 18:339–363.
- Guimaraes E.T., Domingos M., Alves E.S., Caldini Jr. N., Lobo D.J.A., Lichtenfels A.J. F.C., Saldiva P.H.N.. 2000. Detection of the genotoxicity of air pollutants in and around the city of São Paulo (Brazil), with the Tradescantia-micronucleus: Trad-MCN assay. *Environ. Exp. Bot.* 44:1–8.
- Gupta, G.P., Kumar B., Kulshrestha, U.C. 2016. Impact and pollution indices of urban dust on selected plant species for green belt development: mitigation of the air pollution in NCR Delhi, India. *Arabian Journal of Geosciences.*9:136.
- Gupta S., Nayek S., Bhattacharya P. 2012. Effect of airborne heavy metals on the biochemical signature of tree species in an industrial region with an emphasis on anticipated performance index. *Chem. Ecol.* 27:381–392.
- Gușuță B., Ianovici N. 2021. Considerations about the phytochemicals with insecticidal activity. *BIOSTUDENT*, vol. 4 (1), pp. 163-200
- Hariram M., Sahu R. Elumalai S.P. 2018. Impact assessment of atmospheric dust on foliage pigments and pollution resistances of plants grown nearby coal based thermal power plants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.* 74:56–70.
- Hartmann G., Nienhaus F., Butin H. 1992. Colourful atlas of forest tree damage. Eugen Ulmer GmbH and Co., Stuttgart.
- Hirano T., Kiyota M., Aiga I.. 1995. Physical effects of dust on leaf physiology of cucumber and kidney bean plants. *Environ. Pollut.* 89:255–261.
- Hluszyk H., Stankiewicz A. 1997. Ecology. *School Dictionary.* WSP, Warsaw.
- Hope A.S., Fleming J.B., Stow D.A., et al., 1991. Tussock tundra albedos on the north slope of Alaska: effects of illumination, vegetation composition, and dust deposition. *J. Appl. Meteorol.* 30:1200–1206.
- Ianovici N, Batalu A., Hriscu D., Datcu AD. 2020. Phytomonitoring study on intra urban variations of leaves of some evergreen and deciduous trees. *Ecological Indicators.* DOI:10.1016/j.ecolind.2020.106313
- Ianovici N, Birsan M.V., Tudorică D., Balița A. 2013. Fagales pollen in the atmosphere of Timișoara, Romania (2000-2007), *Annals of West University of Timișoara, ser. Biology, XVI (2),* 115-134
- Ianovici N, Ciocan G.V., Matica A., Scurtu M., Șesan T.E. 2012. Study on the infestation by *Cameraria ohridella* on *Aesculus hippocastanum* foliage from Timișoara, Romania, *Annals of West University of Timișoara, ser. Biology, XV (1):* 67-80
- Ianovici N, Latis A., Rădac A. 2017. Foliar traits of *Juglans regia*, *Aesculus hippocastanum* and *Tilia platyphyllos* in urban habitat. *Romanian Biotechnological Letters.* 22 (2): 12400-12408
- Ianovici N, Șteflea F., Tilică Dondera P. 2008. Date preliminare privind viabilitatea polenului ca bioindicator al calității aerului în Timișoara, *Annals of West University of Timișoara, ser. Biology,* 11: 9-14
- Ianovici N, Vereș M., Catrina R.G., Pîrvulescu A.M., Tănase R.M., Datcu D.A 2015. Methods of biomonitoring in urban environment: leaf area and fractal dimension. *Annals of West University of Timișoara, ser. Biology,* 18 (2):169-178

- Ianovici N. 2011. Histoanatomical and ecophysiological studies on some halophytes from Romania - *Plantago schwarzenbergiana*, Annals of West University of Timișoara, ser. Biology, 14: 53-64
- Ianovici N. 2015. Introducere în biomonitorizare. Caiet pentru practica de teren. Ed. Mirton, Timisoara, 93 p
- Iqbal, Muhammad, Mahmooduzzafar, Nighat, Farah, Khan, Pervaiz R. 2010. Pho-tosynthetic, metabolic and growth responses of *Triumfetta rhomboidea* to coal-smoke pollution at different stages of plant ontogeny. *J. Plant Interact.* 5:11–19.
- Ianovici N. 2016. *Taraxacum officinale* (Asteraceae) in the urban environment: seasonal fluctuations of plants traits and their relationship with meteorological factors. *Acta Agrobotanica*. DOI: 10.5586/aa.1677.
- Ianovici N. 2020. The fluctuations of airborne fungal components in western Romania, *Turkish Journal of Botany.* 44: 358-366
- Ianovici N., Andrei M., Ferioiu B., Muntean H.-E., Danciu R., Pupaza E. 2011. Particularitati anatomice si adaptari ecologice ale frunzelor speciilor genului *Plantago*. *NATURA - Biologie, Seria III*, 53 (2): 163-194.
- Ianovici N., Novac I.D., Vlădoiu D., Bijan A., Ionașcu A., Sălășan B., Rămuș I. 2009. Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical leaf parameters in Timișoara, Annals of West University of Timișoara, ser. Biology, 12:73-86
- Jahan S., Iqbal M.Z. 1992. Morphological and anatomical studies on leaves of different plants affected by motor vehicle exhausted. *J. Islamic Acad. Sci.* 5:21–23.
- Joshi P.C., Swami A. 2007. Physiological responses of some tree species under roadside automobile pollution stress around city of Haridwar, India. *Environmentalist.* 27:365–374.
- Joshi O.P., Pawar K., Wagela, D.K. 1993. Air quality monitoring of Indore city with special reference to SO₂ and tree barks pH. *Journal of Environmental Biology.* 14:157– 162.
- Jyothi J. S., Jaya, D. S. 2010. Evaluation of air pollution tolerance index of selected plant species along roadsides in Thiruvananthapuram, Kerala. *Journal of Environmental Biology.* 3:379–386.
- Kanakidou M., Mihalopoulos N., Kindap T., Im U., Vrekoussis M., Gerasopoulos E., Dermizaki E., Unal A., Koçak M., Markaki K., Melas D., Kouvarakis G., Youssef A. F., Richter A., Hatzianastassiou N., Hilboll A., Ebojie F., Wittrock F., von Savigny C., Burrows J. P., LadstaetterWeissenmayer A., Moubasher H. 2011. Megacities as hot spots of air pollution in the East Mediterranean. *Atmospheric Environment.* 45:1223–1235.
- Kantarci M.D. 2003. The effects of SO₂ pollutant on forest tree needles at mountainous land around Izmir (Turkey). *Water Air Soil Pollut.* 3:215–225.
- Kaur M. & Nagpal A.K. 2017. Evaluation of air pollution tolerance index and anticipated performance index of plants and their application in development of green space along the urban areas. *Environmental Science and Pollution Research.* 24:18881– 18895.
- Keller T., Schwager H. 1977. Air pollution and ascorbic acid. *Eur. J. For. Pathol.* 7:338–350.
- Kołodziejak-Nieckała E. 1998. Tobacco and ozone. *Wiedza i życie.* 6. In Polish.
- Krommer V., Zechmeister H.G., Roder I., Scharf S., Hanus-Ilmar A. 2007. Monitoring atmospheric pollutants in the biosphere reserve Wienerwald by a combined approach of biomonitoring methods and technical measurements. *Chemosphere.* 67: 1956–1966.
- Kuki K.N., Oliva M.A., Pereira E.G., Costa A.C., Cambraia J.2008. Effects of simulated deposition of acid mist and iron ore particulate matter on photosynthesis and the generation of oxidative stress in *Schinus terebinthifolius* Raddi and *Sophora tomentosa* L. *Sci. Total Environ.* 403:207–214.
- Lakshmi P.S., Sravanti K.L., Srinivas N. 2009. Air pollution tolerance index of various plant species growing in industrial areas. *Ecoscan.* 2: 203–206.
- Lambers H., Chapin III F.S., Pons T.L. 1998. *Plant Physiological Ecology*. Springer, New York.
- Larcher W. 1995. *Physiological Plant Ecology*. Springer, Berlin.
- Lau O.W., Luk S.F. 2001. Leaves of *Bauhinia blakeana* as indicators of atmospheric pollution in Hong Kong. *Atmos. Environ.* 35:3113–3120.
- Lewin, S., 1976. *Vitamin C: its Molecular Biology and Medical Potential*. Academic, San Diego.
- Liu Y., Ding, H. 2008. Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: Implications for landscape-plant species selection for industrial areas. *WSEAS Transactions on Environment and Development.* 4:24–32.
- Lohe R.N., Tyagi B., Singh V., Tyagi P.K., Khanna D.R., Bhutiani R. 2015. A comparative study for air pollution tolerance index of some terrestrial plant species. *Global Journal of Environmental Science and Management.* 4:315–324.
- Loppi S., Ivanov D., Boccardi R., 2002. Biodiversity of epiphytic lichens and air pollution in the town of Siena (Central Italy). *Environ. Pollut.* 116:123–128.
- Lorenc-Plucinska G.. 1982. Influence of SO₂ on CO₂ assimilation and carbon metabolism in photosynthetic processes in Scots pine. In *Arboretum Kornickie* (in Polish), rocznik. 27: 285–310.
- Maiti S.K. 1993. Dust collection capacity of plants growing in coal mining areas. *Indian J. Environ. Prot.* 13: 276–280.
- Mandloi B. L., Dubey, P. S. 1988. The industrial emission and plant response at Pithanpur (M.P). *International Journal of Ecological and Environmental Science.* 14:75–99.
- Mansfield T.A., Majernik O. 1970. Can stomata play a part in protecting plants against air pollutants? *Environ. Pollut.* 1:149–154.
- Marinari S., Calfapietra C., Angelis P.D., Mugnozza G.S., Grego S.. 2007. Impact of elevated CO₂ and nitrogen fertilization on foliar elemental composition in a short rotation poplar plantation. *Environ. Pollut.* 147:507–515.
- Marska B. 1982. The impact of industrial emissions on *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. exhibited at the tables around the Chemical Plant "Police". *Roczniki Akademii Rolniczej w Szczecinie.* 95: 79–87. In Polish.

- Mashitha P. M., Pise, V. L. 2001. Biomonitoring of air pollution by correlating the pollution tolerance index of some commonly grown trees of an urban area. *Pollution Research*, 20: 195–197.
- Masuch G., Kicinski H., Ketrup A., Boss K.S. 1988. Single and combined effects of continuous and discontinuous O₃ and SO₂ emission on Norway spruce needle: histochemical and cytological changes. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 32:213–241.
- McCready R. M., Guggolz J., Silveira V., Ownes, H. S. 1950. Determination of starch and amylase in vegetables, application to peas. *Analytical Chemistry*. 22:1156–1158.
- Mignorange M.D., Olivia R.S. 2006. Heavy metals content in *N. oleander* leaves as urban pollution assessment. *Environ. Monit. Assess.* 119:57–68.
- Mina U., Singh R., Chakrabarti, B. 2013. Agricultural production and air quality: an emerging challenge. *International Journal of Environment Science: Development and Monitoring*. 4:80–85.
- Molnar V.E, Tothmeresz B., Szabo S., Simon E.2018. Pollution assessment in urban areas using air pollution tolerance index of tree species. *Air Pollution*. 26:367.
- Moraes R.M., Klumpp A., Furlan C.M., Klumpp G., Domingos M., Rinaldi M.C.S., Modesto I.F. 2002. Tropical fruit trees as bioindicators of industrial air pollution in southeast Brazil. *Environ. Int.* 28:367–374.
- Mukherjee, S.P., & Choudhuri, M. A. 1983. Implications of water stress-induced changes in the level of endogenous ascorbic acid and hydrogen peroxide in *Vigna* seedlings. *Physiologia Plantarum*. 58:166–170.
- Murphy K.J., Alpert P., Cosentino D. 1999. Local impacts of a rural coal-burning generating station on lichen abundance in a New England forest. *Environ. Pollut.* 105: 349–354.
- Myśliwa-Kurczel B., Prasad M.N.V., Strzałka K. 2002. Heavy metal influence on the light phase of photosynthesis. In: Prasad, M.N.V., Strzałka, K. (Eds.), *Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht. pp: 229–257.
- Naidoo G., Chirkoot D. 2004. The effects of coal dust on photosynthetic performance of the mangrove, *Avicennia marina* in Richards Bay, South Africa. *Environ. Pollut.* 127:359–366.
- Neinhuis, C., Barthlott, W., 1998. Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak and ginkgo in relation to leaf micro morphology and wettability. *New Phytol.* 138:91–98.
- Neves N.R., Oliva M.A., da Cruz Centeno D., Costa A.C., Ribas R.F., Pereira E.G. 2009. Photosynthesis and oxidative stress in the restinga plant species *Eugenia uniflora* L. exposed to simulated acid rain and iron ore dust deposition: potential use in environmental risk assessment. *Sci. Total Environ.* 407:3740–3745.
- Nunes A., Brugnoti E., Maguas C., Correia O. 2004. Effect of dust deposition on foliar absorbance of Mediterranean species. *Rev. Biol. Lisboa*. 22:143–151.
- Odafeveji A. P.2016). Impact of air pollution on proline and soluble sugar content of selected plant species. *Chemistry and Materials Research*. 8:72–76.
- Ogunkunle C.O., Suleiman L.B., Oyediji S., Awotoye O.O., Fatoba, P.O. 2015. Assessing the air pollution tolerance index and anticipated performance index of some tree species for biomonitoring environmental health. *Agroforestry Systems*. 89:447–454.
- Onder S., Dursun S. 2006. Air borne heavy metal pollution of *Cedrus libani* (A.Rich) in the city centre of Konya (Turkey). *Atmos. Environ.* 40:1122–1133.
- Ots K. et al. 2011. Changes in the canopies of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* under alkaline dust impact in the industrial region of Northeast Estonia. *For. Ecol. Manag.* 262: 82–87.
- Otuu F.C., Inya-Agha S.I., Ani U.G., Ude C.M., Inya-Agha T.O. 201. Air Pollution Tolerance Indices (APT_I) of six ornamental plants commonly marketed at “Ebano Tunnel” floral market, in Enugu Urban, Enugu State, Nigeria. *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*. 8:51–55.
- Palit D., Kar D., Misra P., Banerjee, A. 2013. Assessment of air quality using several biomonitors of selected sites of Durgapur, Burdwan district by air pollution tolerance index approach. *Indian Journal of Scientific Research*.4:149–152.
- Pathak R.K., Tomar C., Neelumalviya Mahajan S.2015. Phytomonitoring of atmospheric pollution in roadside perennial trees of Indore city (M.P.) India. *International Journal of Advances in Engineering & Technology*. 7:1727–1734.
- Pathak V., Tripathi B.D., Mishra V.K. 2011. Evaluation of Anticipated Performance Index of some tree species for green belt development to mitigate traffic generated noise. *Urban Forestry & Urban Greening*. 10:61–66.
- Pereira E.G., Oliva M.A., Kuki K.N., Cambraia J. 2009. Photosynthetic changes and oxidative stress caused by iron ore dust deposition in the tropical CAM tree *Clusia hilariana*. 23:277–285.
- Piraino F. et al. 2006. Air quality biomonitoring: assessment of air pollution photosynthesis and the generation of oxidative stress in *Schinus terebinthifolius* Raddi and *Sophora tomentosa* L. *Sci. Total Environ.* 403:207–214.
- Pollacco J.C. 1987. Is nickel a universal component of plant ureases. *Plant Sci.* 10:249–255.
- Posthumus A.C. 1985. Plants as bioindicators for atmospheric pollution. In:Numberg, H.W. (Ed.), *Pollutants and their Ecotoxicological Significance*. pp: 55-65. Wiley, New York.
- Prajapati S.K., Tripathi B.D. 2007. Biomonitoring trace-element levels in PM₁₀ released from vehicles using leaves of *Saraca indica* and *Lantana camara*. *AM-BIO: J. Hum. Environ.* 36:704–705.
- Proskura N. 2015. Bioindication And Biomonitoring Of Air Pollution. *Life Sci J.* 12: 65-67.
- Prusty B.A.K., Mishra P.C., Azeezb P.A. 2005. Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 60:1193–1204.
- Puckett K.J., Nieboer E., Flora W.P., Richardson D.H.S. 1973. Sulphur dioxide: its effect on photosynthetic 14C fixation in lichens and suggested mechanism of phytotoxicity. *New Phytol.* 72:141–154.

- Raajasubramanian D., Sundaramoorthy P., Baskaran L., Sankar Ganesh K., Chi-dambaram A.A.L., Jeganathan M.2011. Cement dust pollution on growth and yield attributes of groundnut (*Arachis hypogaea L.*). *Int. Multidiscip. Res. J.* 1:31–36.
- Rai P. K.,Panda L.L.S. 2014. Leaf dust deposition and its impact on a biochemical aspect of some roadside plants of Aizawl, Mizoram, North East India. *International Research Journal of Environment Sciences.* 3:14–19.
- Rai P.K. 2015. Multifaceted health impacts of particulate matter (PM) and its management: an overview. *Environ. Sketics Critics.* 4:1–26.
- Rai P.K., Panda L.S. 2014. Dust capturing potential and air pollution tolerance index (APTI) of some roadside tree vegetation in Aizawl, Mizoram, India: an Indo-Burma hot spot region. *Air Qual. Atmos. Health.* 7:93–101.
- Rai P.K.2016. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 129: 120–136.
- Rajput M., Agrawal M. 2005. Biomonitoring of air pollution in a seasonally dry tropical suburban area using wheat transplants. *Environ. Monit. Assess.* 101:39–53.
- Rao C.S. 2006. *Environmental pollution control engineering.* New Delhi: New age International Publishers.
- Rao D.N., Leblance, F. 1966. Effect of sulfur dioxide on lichen alga with special reference to the chloroplast. *The Bryologist.* 69:69–72.
- Reddy G. S., Biswajit, R. 2003. Ambient air quality status in Raniganj-Asansol area, India. *Environmental Monitoring Assessment.*89:153–163.
- Richling A., Solon J. 2011. *Landscape Ecology.* PWN, Warsaw
- Roo-Zielińska E., Solon J., Degórski M.2007. Assessment of the state and the transformation of the natural environment based on geobotanical indicators, landscape and soil. *Institute of Geography and Spatial Organization. Polish Academy of Science.* 9. In Polish.
- Rucandio M.I., Petit-Dominguez M.D., Fidalgo-Hijano C., Gimenez-Garcia R. 2010. Biomonitoring of chemical elements in an urban environment using arboreal and bush plant species. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 18:51–63.
- Saha D.C., Padhy P.K. 2011. Effects of stone crushing industry on *Shorea robusta* and *Madhuca indica* foliage in Lalpahari forest. *Atmos. Pollut. Res.* 2:463–476.
- Samal A.K., Santra S.C. 2002. Indian J. Environ. Health. 44: 71–76.
- Sarkar S., Gupta A. 2016. Biological monitoring of cement factory emissions in Badarpur, Assam, India, using *Mangifera indica L.* *Indian Journal of Applied Research.* 6:391–393.
- Sauter J.J., Pambor L. 1989. The dramatic corrosive effect of roadside exposure and of aromatic hydrocarbons on the epistomatal wax crystalloids in spruce and fir and its significance for the 'Waldsterben'. *Eur. J. For. Pathol.* 19:370–378.
- Schuppler U., He P.H., John P.C.I., Munns, R.. 1998. Effect of water stress on cell division and Cdc2-like cell cycle kinase activity in wheat leaves. *Plant Physiol.* 117: 667–678.
- Sen A., Khan I., Kundu D., Das K., Datta J.K.2017. Ecophysiological evaluation of tree species for biomonitoring of air quality and identification of air pollution-tolerant species. *Environ Monit Assess.* 189:262
- Sengupta B. 2003. Guidelines for ambient air quality monitoring. National Ambient Air Quality Monitoring Series (NAAQMS)/2003–04. Central Pollution Control Board, Ministry of Environment & Forests.
- Senser M., Kloos M., Lutz C.1990. Influence of soil substrate and ozone plus acid mist on the pigment content and composition of needles from young spruce trees. *Environ. Pollut.* 64, 295.
- Seyyednejad S.M., Niknejad M., Koochak H. 2011. A review of some different effects of air pollution on plants. *Res. J. Environ. Sci.* 5:302–309.
- Seyyednejad S.M., Koochak H. 2011. A study on air pollution effects on *Eucalyptus camaldulensis*. In *International Conference on Environmental, Biomedical, and Biotechnology:* 16:98–101.
- Sfrangeu D-F, Pujicic A., Ianovici N. 2021. Implications of phytochrome and phytohormones in plants growth and development. *BIOSTUDENT*, vol. 4 (1), pp. 65-90
- Shanker A.K., Cervantes C., Loza-Tavera H., Avudainayagam S. 2005. Chromium toxicity in plants. *Environ. Int.* 31:739–753.
- Shannigrahi A.S., Fukushima T., Sharma, R.C. 2004. Anticipated air pollution tolerance of some plant species considered for green belt development in and around an industrial/urban area in India: an overview. *International Journal of Environmental Studies.* 61:125–137.
- Shimazaki K., Sakaki T., Kondo N., Sugahara, Kç 1980. Active oxygen participation in chlorophyll destruction and lipid peroxidation in SO₂-fumigated leaves of spinach. *Plant Cell Physiol.* 21.
- Simon E., Baranyai E., Braun M., Cserhádi C., Fábrián I., Tóthmérész B. 2014. Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Science of the Total Environment.* 490: 514–520.
- Singh S.N., Verma A. 2007. Phytoremediation of air pollutants: a review. In: Singh, S.N., Tripathi, R.D. (Eds.), *Environmental Bioremediation Technology 1.* Springer, Berlin Heidelberg, pp. 293–314.
- Singh S.K., Rao D.N. 1983. Evaluation of plants for their tolerance to air pollution. In: *Proceedings of the Symposium on Air Pollution Control*, November, pp. 218– 224.
- Sisodia A., & Dutta S.2016. Air pollution tolerance index of certain plant species: a study of National Highway no-8, India. *Journal of Environmental Research and Development.*10:723–728.
- Sresty T.V.S., Madhava R.K.V. 1999. Ultrastructural alterations in response to zinc and nickel stress in root cells of pigeon pea. *Environ. Exp. Bot.* 41:3–13.

IANOVICI & CATRINA: Contributions to biomonitoring through plants

- Subramani S., Devaanandan S. 2015. Application of air pollution tolerance index in assessing the air quality. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*. 7: 216–221.
- Sulistijorini Mas'ud Z.A., Nasrullah N., Bey A., Tjitrosemito S. 2008. Tolerance levels of roadside trees to air pollutants based on relative growth rate and air pollution tolerance index. *HAYATI Journal of Biosciences*. 15:123–129.
- Thomas J.G., Richard B.S., 2010. Cardiovascular health and particulate vehicular emissions: a critical evaluation of the evidence. *Air Qual. Atmos. Health*. 3: 3–27.
- Tiwari S., Agrawal M., Marshall F.M. 2006. Evaluation of ambient air pollution impact on carrot plants at a sub urban site using open top chambers. *Environ. Monit. Assess.* 119: 15–30.
- Tripathi A.K., Gautam M. 2007. Biochemical parameters of plants as indicators of air pollution. *J. Environ. Biol.* 28:127–132.
- Turk R., Wirth, V. 1975. The pH dependence of SO₂ damage to lichens. *Oecologia*. 19: 285–291.
- Verma A. 2003. Attenuation of automobile generated air pollution by higher plants. Dissertation, University of Lucknow.
- Verma A., Singh S.N. 2006. Biochemical and ultrastructural changes in plant foliage exposed to auto pollution. *Environ. Monit. Assess.* 120:585–602.
- West P. W., Gaeke, G.C. 1956. Fixation of sulphur dioxide as sulfitemercurate III and subsequent colorimetric determination. *Analytical Chemistry*. 28:1816–1819.
- Wolterbeek B. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environ. Pollut.* 120:11–21.
- Zhang P., Liu Y., Chen X., Yang Z., Zhu M. Li, Y. 2016. Pollution resistance assessment of existing landscape plants on Beijing streets based on air pollution tolerance index method. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 132:212–223.
- Zimny H. 2006. Ecological assessment of the state of the environment: bioindication and biomonitoring. Arkadiusz Grzegorz Advertising-Publishing Agency, Warsaw .