

HEDERA HELIX CHARACTERISATION IN RELATION WITH SOME URBAN HABITATS

Andreea-Simona RIZA*, Adina Daniela DATCU

West University of Timisoara, Faculty of Chemistry, Biology, Geography, Department of Biology-Chemistry, Pestalozzi 16, Timișoara

*Corresponding author e-mail: andreea.riza00@e-uvt.ro

Received 16 July 2021; accepted 20 July 2022

ABSTRACT

The aim of this review is to comparatively analyze Hedera helix behavior to observe the stress caused by human habitat. Despite its pharmacological effects, ivy leaves are a credible bioindicator of the pollution caused by humans. Because of the fact that is an evergreen species, the leaves can be sampled all the year and it is a species found in many research areas. This paper explains the effects of the urbanization on the environment because it is a known problem nowadays. Air quality in urban habitats is continuous affected by different dynamic chemical or physical processes which can produce gaseous contaminants or particles which can have negative effects on human and animal health, affecting the environment globally through changes in atmosphere.

KEYWORDS: ivy, leaves, air monitoring, pollution, bioindicator

Hedera helix, membru al familiei Araliaceae, este cunoscută sub numele de iederă și este o plantă veșnic verde, nativă în zonele emisferei nordice din Europa de Vest, Centrală și de Sud, America de Nord și Asia (Metcalf, 2005). Frunzele sunt utilizate în principal pe scară largă în domeniul farmaceutic. Efectul farmacologic al plantei este datorat prezenței multor compuși activi care pot prezenta acțiune suplimentară sau sinergică (Wagner și colab. 2009). Una dintre saponinele triterpenice care activează receptorii β 2-adrenergici poartă numele de α -hederină și este responsabilă de efectele frunzei de *Hedera helix* (Fazio și colab. 2009; Sieben și colab. 2009).

Se cunoaște faptul că numeroase plante conțin mixuri farmacologice și fitochimice complexe (Kurin și colab. 2012), existând multe studii în acest sens (Mendel și colab. 2011). Din extractele din frunzele de *H. helix* s-au observat în urma studiilor, efecte printre care cele antimicrobian, antifungic, antioxidant, antitumoral, antiinflamator sau spasmolitic (Trute și colab. 1997).

În frunzele de iederă, pe lângă saponinele triterpenice se mai găsesc și alte substanțe cum ar fi cumarinele (Agenția Europeană pentru Medicamente, 2017), acizi organici (Bedir și colab. 2000), flavonoidele (Trute și colab. 1997), aminoacizi (Hodisan și colab. 1998) și acizi fenolici (Trute și Nahrstedt, 1997a). Trute și Nahrstedt (1997a) au determinat compoziția compușilor fenolici și a

flavoiodelor din extractul de frunze de iederă (Trute și Nahrstedt, 1997a). Numeroase studii au confirmat compușii fenolici ca antioxidanți puternici (Zheng și Wang, 2001). Bezruk și colab. (2020) au dezvoltat metodele HPLC, UPLC și HTPLC pentru o analiză cantitativă a heterocoidului C din extracte de *Hedera helix*.

Aceste efecte farmacologice pot fi cauzate de prezența multor compuși activi, care diferă în funcție de plantă și care pot avea efecte terapeutice, iar calitatea acestora depinde de compoziția fitochimică. Astfel, Bezruka și colab. (2020) au dorit să determine compoziția flavonoidelor, a acizilor fenolici, a saponinelor triterpenice, aminoacizilor individuali cu acțiune rapidă din frunzele de *H. helix* colectate din diferite regiuni climatice și de mediu ale Europei. Regiunea geografică și habitatului plantelor afectează puternic profilurile cantitative și calitative ale metabolizilor secundari (Sati și colab. 2013). Până în prezent, hederacoidul C este singurul marker pentru standardizarea extractelor de iederă (Fazio și colab. 2009). Deoarece întregul extract de plante este utilizat în scopuri terapeutice, concentrația definitivă de markeri de origine chimică distincți ar putea servi la siguranța, standardizarea și eficacitatea extractului din plante (Wagner și colab. 2009). Incertitudinea principală apare la alți compuși fitochimici care de asemenea contribuie la activitatea terapeutică a extractelor de iederă (Trute și colab. 1997).

Saponinele triterpenice și derivații lor din iederă sunt de tip helicozide, hederasaponine, hederine, hederagenine (Trute și colab. 1997). Dintre acestea, α -hederina este considerată compusul farmacologic activ care posedă proprietăți bronhodilatatoare și secretolitice.

În studiul realizat de Bezruka și colab. (2020), aceștia au colectat probe de iederă din diferite locații din Europa Centrală și de Sud unde au fost identificați șapte acizi fenolici și nouă flavonoide. Acizii fenolici identificați au fost derivați clorogenici, cinamici, hidroxicinamic-neoclorogenici, cafeici, 3,5-dicofeoilchinici, 3,4-dicafinici și acid trihidroxibenzoic-galic. Cantitățile medii ale acestora au variat semnificativ între toate locurile investigate de unde au fost colectate probele.

Compușii predominanți în profilurile fenolice ale tuturor probelor de iederă testate au fost acizii clorogenic și 3,5-dicofeoilchinic. Acidul 3,4-dicofeoilchinic a fost al treilea acid fenolic predominant. Compoziția acizilor galic și cafeic a fost specifică anumitor locații geografice și a reprezentat până la 1% din totalul compușilor identificați.

Probele de frunză au fost uscate la aer cu protecție împotriva razelor directe ale soarelui, apoi au fost introduse în pungi etichetate și depozitate la temperatura camerei până la analiză.

Analiza chimică privind toți compușii a evidențiat două grupe fitogeografice majore cu o compoziție fitochimică caracteristică: cele din partea centrală cu zone climatice hemiboreale și cele din partea sudică cu climat mediteranean, cea din urmă având cantități semnificativ mai mici din toți compușii testați. Profilarea fitogeografică a demonstrat că nu toate eșantioanele geografice au corespuns cerințelor de calitate UE ale pH-ului. În eșantioane din anumite habitate au fost prezente cantități de hederacoida C sub 30 mg/g care reprezintă cantitatea totală de saponine determinate.

Profilul flavonoidic a fost compus din flavone (apigenin-7glucozid, apigenină, luteolină și 6-7-dihidroxi izoflavonă) și flavonoli (hiperosidă, rutină, izoquercitină, quercetină și kaempferol) dintre care hiperozida și apigenina-7-glucozida au fost predominante, prezentând variații semnificative în funcție de locurile de unde au fost preluate probele.

Probele de la siturile centrale europene au fost caracterizate cu cele mai mari cantități de markeri cafeoilchinici principali. Activitatea antispasmodică este dată de efectele aditive ale flavonolilor, flavonelor și acizilor cafeoilchinici. Flavonoidele b-monohidroxilizate au o activitate mult mai puternică în comparație cu dihidroxilatul (Trute și colab. 1997). Frația fenolică contribuie la tratarea bolilor bronhice, cronice și inflamatorii datorită proprietăților sale antioxidante, antiinflamatorii și antispastice (Stauss-Grabo și colab. 2011).

Aminoacizii din probele testate pe frunze de iederă au fost în principal alanină și prolină. Ambii aminoacizi sunt importanți în regenerarea și sinteza proteinelor (Hodisan și colab. 1998). În literatura de specialitate se afirmă faptul că prolina participă la mecanismele de toleranță la stresul abiotic al plantelor. Creșterea producției de prolină este un mecanism de aclimatizare metabolică care induce mecanismele intrinseci, detoxifiante și antioxidante (Carratù și colab. 2008). A fost observat faptul că în eșantioanele prelevate din zonele climatice hemiboreale au fost semnificativ mai mari decât eșantioanele prelevate din zonele cu climat mediteranean. Hodisan și colab. (1998) au determinat ca și compuși principali prolina, glicina, tirozina, leucina și izoleucina. Prolina, serina, leucina și alanina pot funcționa ca molecule de semnalizare sau pot participa la sinteza metaboliților secundari (Hildebrandt și colab. 2015).

Diferite studii au confirmat impactele caracteristicilor ecologice, climatice și morfologice ale plantelor asupra compoziției fitochimice (Sati și colab. 2013). Conținuturile fitochimice ale probelor de *H. helix* depind în mare măsură de originea geografică a eșantioanelor (Bezruka și colab. 2020). Profilurile chimice ale acestor plante sunt afectate de diferenții factori de mediu ai habitatelor care sunt studiate. Ca și rezultate clare ale studiului au fost

determinate cantități mai mari de fitochimicale din iedera cultivată în zone cu climat umed continental comparativ cu cele din zonele cu climat mediteranean. Pe de altă parte, eșantioanele cu iedera care a crescut în țările din zona temperată cu climă rece au acumulat cantități semnificativ mai mari de compuși. Unul dintre factorii importanți care afectează compoziția fitochimică este reprezentat de condițiile climatice (Albert și colab. 2009). De asemenea și creșterea la altitudini mai mari are un impact mare asupra compușilor fenolici (Spitaler și colab. 2008).

Pe de altă parte, relațiile pozitive dintre biodiversitate și serviciile ecosistemice urbane (UES) sunt larg utilizate în literaturile științifică și în cea politică, împreună cu sugestia tacită că o îmbunătățire a infrastructurii ecologice urbane ar remedia atât serviciile ecosistemice urbane cât și biodiversitatea. Însă totuși nu este clar cât de multe dovezi empirice publicate ar exista pentru a putea susține aceste ipoteze. Astfel Schwarz și colab. (2017) a realizat o revizuire a studiilor publicate între anii 1990 și 2017 pentru a examina relațiile dintre serviciile ecosistemice ale biodiversității urbane (SIC).

Unii cercetători au investigat sistematic literatura de specialitate folosind Web of Science unde au cautat cuvinte cheie pentru a putea găsi documente care să le ofere informațiile specifice. Schwarz și colab. (2017) au analizat 317 publicații unde au găsit valori ale biodiversității și ale serviciilor ecosistemice urbane menționate de 944 de ori. Dintre acestea doar un număr de 288 de studii au fost verificate empiric. Analiza acestora a demonstrat că valorile taxonomice au fost utilizate în mare parte ca substituenți pentru biodiversitate, acordând mai puțină atenție indicatorilor funcționali ai biodiversității. În aceeași măsură și rolul anumitor specii și trăsăturile funcționale specifice sunt substudiate.

În plus, urbanizarea este în creștere deoarece mai mult de jumătate din populația umană locuiește acum în aceste zone urbane și astfel există un risc de pierdere a biodiversității. Prin urmare, o sarcină majoră de cercetare transdisciplinară este aceea de a înțelege modul în care poate fi planificată extinderea urbană pentru a reduce la minim pierderea biodiversității și pentru a menține furnizarea de servicii ecosistemice urbane (Kabisch și colab. 2016). Totuși încă nu este destul de clar dacă există o bază de date concrete publicate pentru a susține aceste ipoteze (Kowarik, 2011) prin care se stabilesc cauza și efectul, mai degrabă decât bazându-se pe concluzii corelative (Shiple, 2000). Din aceste cauze nu se știe dacă, în urma punerii în aplicare a unor concepte cum ar fi infrastructura verde și soluțiile bazate pe natură, în zonele urbane s-ar putea promova biodiversitatea și s-ar putea furniza servicii de mediu. Circumstanțele socio-economice acționează ca filtre suplimentare de selecție și facilitare atât pentru structura comunitară a

ecosistemelor emergente cat și pentru biodiversitate, dând naștere unor noi ansambluri de specii (Colding și colab. 2016).

Rezultatele analizelor au arătat că relațiile dintre centrele testate până în prezent implică în primul rând indicatori taxonomici ai biodiversității, mai degrabă decât trăsături medii sau diversitate funcțională (Schwarz și colab. 2017). Opt studii au testat atât taxonomic cât și indicatori ai biodiversității funcționale, patru dintre acestea au demonstrat aceleași relații urbane în cadrul SIC pentru măsurători funcționale și taxonomice (Lundholm și colab. 2010), în timp ce celelalte patru demonstrat tendințe divergente (Pieper și colab. 2008).

În cele 33 de publicații care au investigat relații dintre trăsături sau diversitatea lor și serviciile ecosistemice urbane, studiile au fost concentrate în principal asupra plantelor, mai exact asupra caracterelor frunzelor, iar acest lucru este demn de remarcat deoarece trăsăturile frunzelor plantelor pot răspunde simultan condițiilor de mediu urbane (Knapp și colab. 2008; Ianovici și colab. 2015) și afectează serviciile ecosistemice urbane (Manes și colab. 2012). Prin urmare, constatările privind modul în care trăsăturile frunzelor de plante sunt influențate de urbanizare sunt diverse (Williams e al. 2015), iar direcția relațiilor urbane în cadrul SIC poate să fie specifică serviciului și trăsăturilor speciilor analizate (Pataki și colab. 2013). Un exemplu este faptul că a fost demonstrat că arhitectura arborescentă a coronamentului atenuează fenomenele meteorologice extreme (Lundholm și colab. 2010), însă trăsăturile frunzelor cum ar fi suprafața specifică a frunzelor sau grosimea nu prezic trăsăturile legate de serviciile ecosistemice (Pataki și colab. 2013; Ianovici și colab. 2009). Ar trebui acordată o atenție sporită cercetării trăsăturilor cunoscute ca fiind importante în furnizarea de servicii ecosistemice dar și sensibile la procesele de urbanizare. Pe baza cadrului privind trăsăturile cu efect spontan (Lavorel și colab. 2002), doar acele trăsături care îndeplinesc rol dublu la nivel trofic (Lavorel și colab. 2013) sunt cele mai importante pentru a menține serviciile ecosistemice, acest cadru fiind cu succes numai în ecosistemele semi-naturale (Suding și colab. 2008).

Rezultatele analizelor obținute de Schwarz și colab. (2017) au demonstrat că în 99 dintre cele 228 de relații testate cu SIC, anumite grupări taxonomice au livrat servicii ecosistemice urbane, cum ar fi păsările, plantele sau insectele (Schwarz și colab. 2017). Probe mixte au fost furnizate de Lowenstein și colab. (2014) în studiul acestora care privea speciile care interesează fenomenul de polenizare în Chicago, SUA, acestea arătând ca 37 de specii de albine variază în mare măsură în ceea ce privește performanța polenizatorului, obținând doar cinci rezultate foarte bune. Youngsteadt și colab. (2015) au demonstrat de asemenea, că identitatea speciilor, mai

degrabă decât diversitatea, au prevăzut amploarea consumului de deșeuri de către artropodele urbane (Youngsteadt și colab. 2015). Putem întâlni și termenul de specii trapezoidale care se concentrează pe faptul că unele specii au un efect disproporționat de mare asupra mediului lor în raport cu abundența lor (Paine, 2015), relevanța identității speciilor pentru furnizarea unui anumit serviciu (Lavorel și colab. 2015). În viitor, din cauza schimbărilor climatice, rolul speciilor alogene în furnizarea de servicii ecosistemice se poate schimba (Riley și colab. 2017). De exemplu, speciile alogene pot fi mult mai bine adaptate la climatele urbane viitoare și, prin urmare, mai adecvate ca arborii stradali (Gillner și colab. 2016; Ianovici, 2009). Cu toate acestea, anumite specii alogene pot fi invazive, având potențial de a se răspândi dincolo de zonele urbane. Sunt necesare mai multe studii de caz cu privire la influența speciilor alogene asupra livrării de servicii ecosistemice urbane pentru a susține dezbaterile în curs (Kowarik, 2011; Sjöman și colab. 2016).

Zonele urbane sunt puncte de acces pentru apariția speciilor alogene (Kühn și colab. 2004; Ianovici și colab. 2013) și astfel devine important ca cercetarea în cadrul SIC să se concentreze asupra serviciilor pentru a se putea oferi recomandări bazate pe dovezi pentru proiectarea și gestionarea spațiilor verzi urbane. Optimizarea biodiversității și a serviciilor ecosistemice este mult mai puțin cunoscută pentru zonele urbane. Astfel Lundholm (2015) a investigat o serie de servicii ecosistemice furnizate și a arătat că diversitatea plantelor a îmbunătățit multifuncționalitatea. În plus, în cazul în care un singur serviciu ecosistemic urban depinde de o singură specie, maximizarea acestor servicii urbane poate duce la reducerea biodiversității.

S-a observat faptul că există o lipsă de cercetare empirică care utilizează modele statistice, cum ar fi modelarea ecuațiilor structurale, pentru a testa relațiile cauză-efect dintre biodiversitate și serviciile ecosistemice urbane (Schwarz și colab. 2017). De asemenea există și o lipsă de studii experimentale cu variabile controlate, reprezentând doar 30% dintre cele 228 de relații studiate de Schwarz și colab. (2017) care au fost testate în SIC în mod experimental. Pentru o mai bună înțelegere mecanicistă a regulilor de ansamblu ale comunității, funcționarea ecosistemului și reziliența funcțională este nevoie de realizarea de mai multe experimente de manipulare în ecosistemele urbane în care parametrii biodiversității ar putea fi modelați și testați spre obținerea mai multor rezultate concrete. Relațiile culturale ale serviciilor ecosistemice urbane și biodiversitatea pot fi indirecte și intangibile, comparativ cu cele asociate cu furnizarea și reglementarea serviciilor (Clark și colab. 2014). Ca și exemplu putem folosi rezultatele furnizate de Dallimer și colab. (2012) care nu au găsit o relație consecventă între bunăstarea psihologică și bogăția măsurată a speciilor, ci o relație pozitivă între

bunăstarea psihologică și bogăția percepută de vizitatorii din zonele verzi (Dallimer și colab. 2012). Astfel putem observa importanța înțelegerii percepțiilor umane asupra biodiversității urbane, aceasta fiind un domeniu de cercetare în care persistă lacune esențiale de cunoștințe (Botzat și colab. 2016). Sunt necesare studii interdisciplinare atent concepute care să țină cont de gama largă de caractere biofizice și sociale care pot influența furnizarea de servicii culturale (Pett și colab. 2016). Din studiul realizat de Schwarz și colab. (2017) este posibil să fi fost eliminate, datorită limitării domeniului de aplicare al analizei, lucrările care au analizat efectele indirecte ale biodiversității care sunt mai greu de cuantificat.

Există o cantitate tot mai mare de dovezi din experimente controlate în ecosistemele non-urbane care demonstrează că biodiversitatea stă la baza furnizării de servicii ecosistemice însă în zonele non-urbane nu s-au efectuat destule cercetări pe această temă. Analiza realizată de Schwarz și colab. 2017 a relatat că în cazul în care au fost testate relații urbane în cadrul SIC, studiile sunt limitate în principal la examinarea unei singure perechi de indicatori ai biodiversității și ai serviciilor ecosistemice urbane care au fost investigate doar o singură dată (Schwarz și colab. 2017). Constatările au indicat că majoritatea relațiilor serviciilor ecosistemice ale biodiversității sunt pozitive însă nu toate serviciile ecosistemice urbane sunt susținute de biodiversitate și nu toate valorile biodiversității sunt legate de furnizarea de servicii ecosistemice urbane. Există de asemenea și unele relații urbane care au fost negative, iar acest lucru servește la ilustrarea caracterului mecanic complex al relațiilor serviciilor ecosistemice ale biodiversității care nu ar trebui să fie suprasimplificată în ipoteza că o mai mare biodiversitate va duce la o mai mare livrare de servicii economice urbane. De altfel, gestionarea spațiilor verzi din zonele urbane cu scopul de a îmbunătăți furnizarea de servicii economice urbane nu va duce automat la creșterea biodiversității așa cum consideră adesea susținătorii soluțiilor bazate pe infrastructură ecologică urbană și pe natură. Pentru optimizarea biodiversității urbane și a serviciilor economice este nevoie de realizarea mai multor cercetări empirice mai cantitative ale SIC urbane pentru a spori înțelegerea acestora.

Calitatea aerului în mediile urbane este continuu afectată de diferite procese dinamice, chimice sau fizice care pot provoca poluanți atmosferici cum ar fi particule sau contaminanți gazoși, ce pot provoca efecte negative asupra sănătății umane sau animale, având impact asupra mediului la nivel global prin schimbarea atmosferei (Ghorbanli și colab. 2007). Urmele de metale de origine antropică prezintă un interes deosebit în cadrul particulelor aflate în suspensie în aer (Qian și colab. 2014). Pe lângă poluarea aerului, particulele metalice se pot depune pe apă și pe suprafețele terestre unde se

acumulează în soluri sau sedimente și conduc în cele din urmă la bioacumularea în lanțurile alimentare. Astfel, transferul metalelor în biosferă (Kocić și colab. 2014) în calitate de constituenți ale particulelor în suspensie aflate în aer este una dintre cele mai complexe probleme din cadrul problemei poluării aerului.

Într-un studiu care privea compoziția chimică a PM10 elementele Mn, Cr, Fe, Cu, Zn și Pb au fost identificate ca minerale legate de trafic (Velcauteren și colab. 2011). Alte metale sub formă de urme sunt emise datorită abraziunii plăcuțelor de frână (Cu), prin abraziunea pneurilor (Cu, Zn), coroziune (Fe, Cr, Cu) sau aditivi din combustibili (Zn, Pb, Cd) (Tomašević și colab. 2010). Pb este puternic asociat cu utilizarea istorică a combustibililor cu plumb, în timp ce Cd, Cu sau Zn pot fi identificați și ca emisii incineratoare sau industriale pe lângă trafic (Zhang și colab. 2012). Depunerea metalelor în aer, fie prin procese umede sau uscate, reprezintă o sursă majoră de contaminare a solului, solurile urbane servind drept indicatori ai poluării mediului (Wang și colab. 2012). Monitorizarea poluării pe scară largă este realizată prin metode geochimice și implică colectarea și prelucrarea probelor de sol, acestea fiind procese laborioase și consumatoare de timp. De aceea se consideră că realizarea cartografierii este mai dificil de realizat pe scară largă (Dankoub și colab. 2012). Măsurătorile magnetice au fost utilizate, în ultimul timp, din ce în ce mai mult deoarece se consideră a fi o metodă mai simplă și mai eficientă din punct de vedere al costurilor pentru a realiza o investigație a contaminării solurilor, aceasta permițând studierea unor zone mai extinse în perioade mai scurte de timp (Thompson și colab. 1986). Pe de altă parte, au fost stabilite corelații pozitive între conținutul de metal din sol și susceptibilitatea magnetică (Jordanova și colab. 2003), iar în unele țări a fost aplicată cartografierea susceptibilității magnetice la sol pentru a evalua poluarea antropogenă a solului (Kapička și colab. 1999). Datorită faptului că sursele de particule magnetice, cum ar fi oxizii sau sulfizii derivați din procesele de ardere (Matzka și colab. 1999) și urmele de metale s-au dovedit a fi strâns legate (Lu și colab. 2007), caracterizarea comună a acestora poate permite identificarea surselor de poluare specifice.

Plantele pot avea funcție de bioindicatori ai poluării aerului, vegetația urbană fiind larg răspândită în orașe și oferind suprafețe naturale de depunerea și imobilizare a particulelor atmosferice mici (Freer și colab. 2005), cum ar fi depunerea pe frunze sau încapsularea în ceară (Kardel și colab. 2011). Mai multe studii au utilizat probe cum ar fi frunzele plantelor ca bioindicatori magnetici ai poluării aerului (Matzka și colab. 1999). De asemenea, a fost pusă la dispoziție o revizuire a studiilor magnetice de mediu privind particulele în suspensie aflate în aer cu accent special pe

biomonitorizarea magnetică care utilizează frunze de plante situate în apropierea arterelor rutiere (Rai și colab. 2013). Utilizarea, de exemplu, a frunzelor de plante ca și indicatori ale particulelor solide din mediile urbane, care sunt apoi sunt spuse tehnicii magnetice, asigură o monitorizare rapidă a particulelor solide (Lu și colab. 2007).

Analiza magnetică ca măsură a conținutului de urme metalice a fost realizată de Castanheiro și colab. (2016) pe frunze de iederă eșantionate din diferite clase de utilizare a terenurilor deoarece fracțiunile de particule metalice și magnetice tind să reflecte condițiile locale în ceea ce privește poluarea antropică. Lucrarea acestora raportează asupra analizelor magnetice și metalice ale frunzelor de iederă colectate din diferite zone ale terenurilor urbane cum ar fi zona de pădure, rutieră, industrială sau feroviară. Pentru realizarea unei lucrări au fost colectate eșantioane de frunze de iederă din cinci locații diferite din zona orașului Anvers, oraș care prezintă un puternic sector industrial precum și autostrăzi și drumuri cu intensitate ridicată a traficului. Au fost colectate eșantioane din zone cum ar fi o zona împădurită, o zonă rurală, una urbană situată lângă o intersecție mare situată în zona unui complex industrial și o zona apropiată de o linie de tren. Siturile forestiere și rurale au fost situate la o distanță semnificativă față de centrul orașului Anvers pentru a limita expunerea frunzei la emisii de trafic, industriale și feroviare. Industria vizată lucrează cu metale prețioase și neferoase, cu emisii raportate de metale, de exemplu Cd și Pb. Față de vehiculele monitorizate, frecarea dintre roțile trenurilor sau tramvaie și șine eliberează niveluri mari de particule metalice (Kardel și colab. 2012).

Au fost folosite frunze de *H. helix* deoarece aceste sunt larg răspândite și ușor de găsit în cadrul claselor de utilizare al terenurilor studiate. Din fiecare punct de prelevare au fost strânse opt frunze complet dezvoltate și nedeteriorate din partea exterioară a unei plante de iederă cu înălțimea între 1.30 și 1.70 m, aceasta fiind înălțimea la care un adult inspiră. Din fiecare frunză a fost colectată câte o probă circulară cu un diametru de 1 cm și a fost îndepărtată din centrul laminei frunzei și dintre nervurile principale. Pentru fiecare punct de prelevare s-au obținut patru probe adaxiale și patru probe abaxiale. Principalele elemente detectate în particulele depuse pe frunze au fost N, O, F, Na, Mg, S, P, Ca, Cr, K, Fe, Zn, Pb și Cd. Deoarece a existat o incertitudine în măsurarea oxigenului, acest element a fost eliminat din datele SEM/EDX obținute, iar compoziția fiecărui element a fost recalculată pentru a obține compoziția totală de particule de 100%.

După recoltarea probelor necesare pentru a fi studiate cu ajutorul SEM/EDX, frunzele rămase au fost supuse unor analize magnetice bazate pe magnetizarea izotermică remanentă a saturației (SIRM) cât încă erau

proaspete. Fiecare frunză a fost bine ambalată cu folie de plastic și apoi presată într-un recipient de plastic de 10 cm³. După un anumit protocol, recipientele pentru probe au fost magnetizate iar după acest proces a fost măsurată intensitatea lor magnetică remanentă cu ajutorul unui magnetometru calibrat. Fiecare lamelă a fost măsurată de două ori pentru a reduce erorile de măsurare și media celor două valori a fost luată în considerare. După procesul de analizare magnetică, frunzele au fost scoase din recipientele de probă și din fiola de plastic și au fost supuse unui control de suprafață pentru a se determina suprafața acestora. Valorile intensității magnetice au fost normalizate pentru volumul recipientului de eșantionare și pentru suprafața lamelilor care a fost măsurată în cm² pentru a obține valorile SIRM normalizate pentru suprafața lamelilor.

În lucrarea realizată de Castanheiro și colab. (2016), conținutul de urme metalice în termeni de Cr, Mn, Fe, Cu, Pb, Zn a fost estimat pe clasă de utilizare a terenului, iar pentru fiecare clasă de utilizare a fost calculată o eroare standard a conținutului de metale pornind de la cele opt valori medii care au provenit din cele opt eșantioane de la frunzele analizate.

Rezultatele SIRM normalizate pe suprafață obținute din frunzele colectate de iederă au variat între 19.9 și 444.0 μA, fiind în acord cu valorile anterioare ale SIRM. Deoarece au fost realizate multe studii pe diferite specii de plante, se constată că, colectarea particulelor solide de pe suprafețele frunzelor depinde de specie. Datorită diferențelor dintre speciile de plante dar și a zonelor de studiu nu se poate realiza o comparare directă a rezultatelor obținute de Castanheiro și colab. (2016) cu rezultatele obținute în urma altor studii. În studiul realizat de Castanheiro și colab. (2016), magnetizarea izotermică remanentă a saturației obținută la frunzele de iederă ar fi relativ mai mare decât cea obținută, de exemplu, la frunzele de mesteacăn deoarece, iedera fiind o specie cu frunze veșnic verzi, ar putea fi mai expusă decât frunzele de foioase. După o comparație realizată de Moreno și colab. (2003) între *Quercus ilex* care are frunze veșnic verzi și o specie de *Platanus sp.*, acesta a observat că speciile cu frunze veșnic verzi prezentau intensități magnetice mai mari decât speciile de foioase deoarece frunzele de foioase acumulează poluați doar în timpul sezonului lor de vegetație, spre deosebire de frunzele veșnic verzi care acumulează particule pe toată durata de viață a frunzelor lor.

Valorile cele mai ridicate SIRM au fost observate la clasele de utilizare ale terenurilor definite în zonele apropiate de liniile de tren, unde s-a observat o medie SIRM de 399.0 μA și în zonele industriale unde media SIRM a fost de 321.1 μA. Valorile medii SIRM măsurate în apropierea drumurilor a fost de 204.6 μA în timp ce valorile cele mai scăzute au fost înregistrate în mediul

rural, valori de aproximativ 65.4 μA . Deoarece SIRM se corelează puternic cu masa atmosferică de PM10 (Matzka și colab. 1999), rezultatele sugerează că cele mai înalte niveluri de particule aflate în suspensie în aer au fost înregistrate în zonele cu terenuri feroviare și industriale, în timp ce pădurea poate fi considerată un sit nepoluat din punct de vedere al particulelor în suspensie din aer. Unele studii (Matzka și colab. 1999; Mitchell și colab. 2009) au raportat o corelație ridicată între proprietățile magnetice ale frunzelor sau prafului, cum ar fi remanența magnetică și concentrațiile atmosferice de particule de praf, indicând o coexistență a unor particule urbane și a particulelor de praf magnetice. Legătura dintre SIRM și PM legate de trafic a fost confirmată și de lucrările lui Kardel și colab. (2012) sau Maher și colab. (2008). Pe lângă trafic, activitățile industriale (Goddu și colab. 2004; Hansard și colab. 2011) și liniile de cale ferată (Lorenzo și colab. 2006; Kardel și colab. 2012) au fost recunoscute ca surse importante de particule magnetice.

Rezultatele obținute de Castanheiro și colab. (2016) sugerează că frunzele de iederă pot fi folosite ca un bioindicator al PM antropogene, fiind capabile să facă diferența între clasele de utilizare ale terenurilor. Dacă una dintre sursele majore de poluare cum ar fi traficul feroviar, industrial sau rutier domină emisiile de particule solide, semnalul SIRM poate fi interpretat proporțional cu cantitatea de particule solide emise de sursa respectivă. Pe de altă parte, prezența a mai multe surse de poluare poate duce la contribuții relativ diferite ale diferitelor surse la semnalul magnetic și, astfel, poate perturba relațiile specifice sursei observate între PM și SIRM (Castanheiro și colab. 2016).

Deși, în lucrarea realizată de Castanheiro și colab. (2016) au fost luate în considerare doar cinci situri diferite din zona orașului Anvers, rezultatele sugerează că PM depuse pe frunze și compoziția lor nu sunt distribuite în mod omogen în toate regiunile orașului. Cele mai ridicate valori SIRM au fost găsite în zonele din apropierea căilor ferate, drumurilor cu trafic intens și a zonelor industriale, în acord cu ceea ce s-a verificat în alte orașe europene cum ar fi Braga (Sant'Ovaia și colab. 2012), Roma (Moreno și colab. 2003) sau Köln (Urbat și colab. 2004). Tehnicile magnetice, inclusiv SIRM, sunt în general sensibile la particulele feromagnetice și, prin urmare, caracterizează în mod preferențial fracțiunea de PM atmosferic care derivă din procesele de uzură sau ardere și abraziune metalică (Lehndorff și colab. 2006). În timpul arderii, materialul organic și carbonul se pierd prin oxidare, în timp ce fierul formează un reziduu nevolatil care cuprinde adesea sferule sticloase datorită topirii (Hofman și colab. 2013). Aceste sferule produse conțin cantități variabile puternic magnetice sau slab magnetice în funcție de temperatura de ardere și tipul de combustibil (Matzka și colab. 1999). Pe lângă particulele legate de

combustie, particulele ferice pot fi generate prin emisii de gaze de eşapament și uzură sau abraziune metalică cum ar fi uzura pneurilor sau a frânelor (McIntosh și colab. 2007).

Aceste procese au, de asemenea, o importanță mare atunci când se ia în considerare traficul feroviar. Semnalul magnetic ridicat care vine de la locurile unde sunt prezente șinele de tren se datorează probabil particulelor eliberate de uzura mecanică și de frecarea la interfețele tren-roată-frână (Castanheiro și colab. 2016). Lorenzo și colab. (2006) au estimat o contribuție de 67% a particulelor pe bază de fier la emisiile de PM10 ale unei linii feroviare foarte aglomerate studiate în Zurich. Chillrud și colab. (2004) a observat că pachetele de prelevare a probelor transportate de adolescenți atunci când se utilizează metroul au avut, pe lângă concentrațiile mai mari de Mn și Cr, concentrații semnificativ mai mari de Fe decât probele interne de interior și de mediu.

Deoarece situl forestier a fost considerat reprezentativ pentru mediu nepoluat se aștepta o valoare scăzută a SIRM corespunzător. Chiar dacă situl rural a fost la aproximativ 300m depărtare de situl forestier, valorile SIRM au fost aproape de trei ori mai mari decât valorile pentru pădure. Această diferență este explicată prin traficul de intensitate scăzută prezent în mediul rural, iar astfel se subliniază din nou contribuția puternică a surselor de traficare a vehiculelor subliniate de SIRM. Din zonele unde frunzele au fost colectate din apropierea lămpilor de trafic a fost indicată cea mai mare abatere în ceea ce privește semnalul magnetic de la toate punctele de prelevare. La stațiile clasice de monitorizare a aerului, Moreno și colab. (2003) nu au constatat nici o corelație între proprietățile magnetice ale frunzelor de arbori și valorile PM10 orare sau zilnice. În loc de a oferi o citire instantanee a poluării cu particulele solide, biomonitorizarea magnetică a frunzelor oferă o evaluare integrată în timp a expunerii la particulele solide locale (Castanheiro și colab. 2016).

Dintre cele aproape 40.000 de particule depuse pe frunzele analizate de Castanheiro și colab. (2016), în intervalul dintre 2.5 și 10 μm (PM 2.5-10) erau circa 26.000 de particule. Pentru fiecare clasă de utilizare a terenului a fost estimat conținutul mediu de metale din PM 2.5-10 depus pe frunze. Pentru toate siturile studiate, metalele Cr, Mn și Cd au avut o valoare foarte scăzută, de 0.1%. Metalele Cu, Zn și Pb au avut valori puțin mai crescute, mai ales pentru clasa de utilizare a terenurilor industriale unde 30% din volumul total de particule depuse pe frunze a fost compus din Pb, care sugerează concentrații ridicate de Pb atmosferic la nivelul înălțimii de la care respiră un om. Plumbul este o neurotoxină dăunătoare și, deși utilizarea sa în carburanții cu plumb a fost interzisă la nivel internațional, contaminarea cu Pb este încă observată în

anumite zone urbane (Maher și colab. 2008). Studiile de pe această temă au confirmat că, în absența industriei grele, principala sursă de particule magnetice pe frunze este derivată din poluarea traficului (Hanesch și colab. 2003).

Deoarece parametrul SIRM cuantifică fracția PM feromagnetică (Kardel și colab. 2012), valorile SIRM obținute ale frunzei pot fi comparate cu conținutul estimat de Fe. Acesta a variat de la 9% la 11% pentru siturile forestiere, industriale și rurale, dar pentru zona rutieră aproape 25% din volumul total de particule depuse pe frunze a fost compus din Fe. Deși feromagnetismul este prin definiție asociat cu elementul Fe, un conținut în creștere de Fe nu corespunde neapărat unui semnal magnetic în creștere sau vice-versa, așa cum a fost verificat prin relația neliniară obținută între frunza SIRM și conținutul de Fe (Castanheiro și colab. 2016).

Parametrii de mediu reflectă prezența particulelor magnetice în ceea ce privește concentrația, compoziția și dimensiunea granulelor (Evans și colab. 2003) și astfel interpretarea lor ar putea fi mai puțin simplă. Măsurătorile magnetice sunt sensibile la structura chimică, iar conținutul de metale obținute din SEM/EDX este furnizat în ceea ce privește compoziția elementală fără a face distincție, de exemplu între particulele de Fe cu structuri cristaline diferite. În ceea ce privește dimensiunea particulelor, în timp ce conținutul de metal a fost estimat pentru intervalul 2.5-10 μm , nu se realizează fracționarea dimensiunii împreună cu măsurarea SIRM a frunzelor. Deși ar fi necesari parametri magnetici suplimentari pentru a investiga în continuare efectele compoziționale sau ale granulației, se știe că sistemul de frunze SIRM crește cu cantitatea de material magnetic prezent (Evans și colab. 2003).

Urma magnetică a surselor poluante urbane se datorează mineralelor fotomagnetice cum ar fi Fe-sulfatii, oxizii de Fe sau, mai rar, Fe nativ (Lu și colab. 2011), și este, de asemenea, puternic corelată cu apariția unei varietăți de urme de metale. Deși, având în vedere numărul încă limitat de eșantioane și clasele de utilizare a terenului, această tendință lineară nu ar trebui exploatată la alte locații urbane fără studii suplimentare privind caracterizarea magnetică a principalelor surse urbane de particule solide. Pe lângă acestea, comportamentul observat este cauzat într-o măsură de conținutul ridicat de Pb observat pe frunzele de pe situl industrial în timp ce, celelalte metale par să aibă o influență mai mică.

Hunt și colab. (1984) au stabilit, în anii 1980 o legătură între concentrațiile de metale și mineralele magnetice care se aflau într-o varietate de contexte ecologice. Deși concentrațiile de pulberi în suspensie și anumite metale, care pot fi capturate de vegetație, sunt corelate pozitiv cu parametrii magnetici, sursele minerale magnetice și ale poluanților asociați pot fi variabile,

cum ar fi traficul vehiculelor sau turnătoriile de Fe (Jiang și colab. 2015). Probele pentru SIRM s-au dovedit a fi corelate semnificativ cu Zn, Fe și Pb, urmate de metalele Cd și Mn. Corelațiile dintre particulele de Mn și frunzele SIRM a fost negativă în timp ce a fost pozitivă pentru celelalte metale corelate cum ar fi Fe, Cd, Zn și Pb (Castanheiro și colab. 2016). Deși procesele legate de trafic constituie principala sursă de poluare de exemplu cu Cr, Fr, Cu și Zn, procentajele ridicate ale acestor metale pot proveni și din activități metalurgice industriale. Situl industrial investigat care este asociat cu prelucrarea și manipularea metalelor a relevat cel mai mare conținut în Cr, Pb și Zn. Datorită conținutului ridicat de Pb detectat la acel sit, vor fi necesare investigații suplimentare la nivelul solului pentru a se evalua și posibilitatea poluării industriale istorice.

În cadrul studiului realizat de Castanheiro și colab. (2016) au fost utilizate două metodologii diferite de investigare a particulelor aflate în suspensie în aer, una fiind reprezentată de analiza magnetică prin intermediul SIRM și estimarea conținutului de metal prin analiza SEM/EDX. Analiza SIRM oferă o analiză a frunzei în ceea ce privește conținutul său magnetic, în timp ce SEM/EDX permite un studiu micrometric detaliat.

Utilizarea combinată a celor două metodologii poate ajuta la studiul frunzelor din medii urbane ca indicatori ai poluării cu particule solide și metale. După realizarea unei analize detaliate doar pe conținutul Fe determinat, din analiza SEM/EDX au fost obținute două clusteruri diferite de clase de utilizare a terenurilor: pădure, industrială și rurală. Faptul că există un conținut de Fe în zona industrială comparabil cu cel din zonele forestieră și rurală sugerează că industria nu este un emițător de Fe major și că particulele de Fe din zonele industriale pot fi, de asemenea, derivate din traficul rutier mai degrabă decât de activitatea industrială la locul de prelevare a probelor. Deși probele de pe marginea drumului rutier și a terenului au prezentat particule depuse pe frunzele de iederă un conținut de Fe asemănător, acestea au prezentat valori ale SIRM diferite, deoarece au fost expuse la varii surse de emisii de PM, reflectând astfel diferite condiții urbane locale. Structura chimică a particulelor de Fe ar putea fi, de exemplu, de tipul aliaj de Fe sau Fe pur, care, prin urmare, are valori SIRM foarte mari.

Investigarea diferențelor dintre cantitățile de PM din zonele industriale și cu trafic, precum și cele de pe marginea căilor ferate, pot fi de mare folos, de exemplu, pentru punerea în aplicare a unor strategii specifice de reducerea particulelor (Hansard și colab. 2011).

CONCLUZII

Frunzele de iederă s-au dovedit a fi un bioindicator de încredere pentru poluarea urbană. Fiindcă este o plantă mereu verde, adică frunzele pot fi eșantionate pe tot parcursul anului, este disponibilă pe scară largă în diferite zone de studiu. Aceasta oferă un mare potențial de monitorizare a poluării aerului cu o rezoluție spațială și temporală ridicată. Biomonitorizarea integrativă în timp este foarte interesantă deoarece majoritatea efectelor pe care le au particulele aflate în suspensie în aer asupra sănătății se datorează, de asemenea, expunerii pe termen lung.

REFERINȚE BIBLIOGRAFICE

- Bezruka I., Marksab M., Georgiyantsa M., Ivanauskas L., Raudonec L. 2020. Phytogeographical profiling of ivy leaf (*Hedera helix* L.). *Industrial Crops and Products*. 154:112713.
- Botzat A., Fischer L., Kowarik I. 2016. Unexploited opportunities in understanding liveable and biodiverse cities. A review on urban biodiversity perception and valuation. *Global Environ. Change*. 39: 220–233.
- Carratù B., Boniglia C., Giammaroli S., Mosca M., Sanzini E. 2008. Free amino acids in botanicals and botanical preparations. *J. Food Sci.* 73 (5): C323-8.
- Castanheiro A., Samson R., De Wael K. 2016. Magnetic-and particle-based techniques to investigate metal deposition on urban green. *Science of The Total Environment*. 571: 594-602.
- Chillrud S., Epstein D., Ross J.M., Sax S., Pederson D., Spengler J. 2004. Elevated airborne exposures of teenagers to manganese, chromium, and iron from steel dust and New York City's subway system. *Environ. Sci. Technol.* 38 (3): 732–737.
- Clark N., Lovell R., Wheeler B., Higgins S., Depledge M., Norris K. 2014. Biodiversity, cultural pathways, and human health: a framework. *Trends Ecol.* 29: 198–204.
- Colding J., Lundberg J., Folke C. 2006. Incorporating green-area user groups in urban ecosystem management. *Ambio* 35: 237–244.
- Dallimer M., Irvine K., Skinner A., Davies Z., Rouquette J., Maltby L., Warren P., Armsworth P., Gaston K. 2012. Biodiversity and the feel-good factor: understanding associations between self-reported human well-being and species richness. *Bioscience*. 62: 47–55.
- Dankoub Z., Ayoubi S., Khademi H., Lu S. 2012. Spatial distribution of magnetic properties and selected heavy metals in calcareous soils as affected by land use in the Isfahan region, Central Iran. *Pedosphere* 22: 33–47.
- Evans M., Heller F. 2003. Environmental magnetism: principles and applications of neviromagnetics. *Geophys. Ser.* 86: 1-299.
- Fazio S., Pouso J., Dolinsky D., Fernandez A., Hernandez M. 2009. Tolerance, safety and efficacy of *Hedera helix* L. extract in inflammatory bronchial diseases under clinical practice conditions: A prospective, open, multicentre postmarketing study in 9657 patients. *Phytomedicine*. 16: 17–24.
- Freer-Smith P.H., Beckett K., Taylor G. 2005. Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* × *trichocarpa* 'Beaupré', *Pinus nigra* and ×*Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environ. Pollut.* 133: 157–167.
- Ghorbanli M., Bakand Z., Bakhshi khaniki G., Bakand S. 2007. Air pollution effects on the activity of antioxidant enzymes in *Nerium oleander* and *Robinia pseudo acacia* plants in Tehran, Iran. *J. Environ. Health. Sci. Eng.* 4(3): 157-162.
- Gillner S., Hofmann M., Tharang A., Vogt, J. 2016. Development of a database for urban trees. In: Roloff, A. (Ed.), *Urban Tree Management – For a Sustainable Development of Green Cities*. Wiley-VCH, Oxford. 196–210.
- Goddu S.R., Appel E., Jordanova D., Wehland F. 2004. Magnetic properties of road dust from Visakhapatnam (India) - relationship to industrial pollution and road traffic. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C*. 29 (13–14): 985–995.

- Hanesch M., Scholger R., Rey D. 2003. Mapping dust distribution around an industrial site by measuring magnetic parameters of tree leaves. *Atmos. Environ.* 37 (36): 5125–5133.
- Hansard R., Maher B., Kinnersley R. 2011. Biomagnetic monitoring of industry-derived particulate pollution. *Environ. Pollut.* 159 (6): 1673–1681.
- Hildebrandt T.M., Nunes Nesi A., Araújo W., Braun H. 2015. Amino acid catabolism in plants. *Mol. Plant.* 8: 1563–1579.
- Hodisan T., Culea M., Cimpoiu C., Cot A. 1998. Separation, identification and quantitative determination of free amino acids from plant extracts. *J. Pharm. Biomed. Anal.* 18: 319–323
- Hofma, J., Lefebvre W., Janssen S., Nackaerts R., Nuyts S., Mattheyses L. 2014b. Increasing the spatial resolution of air quality assessments in urban areas: a comparison of biomagnetic monitoring and urban scale modelling. *Atmos. Environ.* 92: 130–140.
- Hofman J., Stokkaer I., Snauwaert L., Samson R. 2013. Spatial distribution assessment of particulate matter in an urban street canyon using biomagnetic leaf monitoring of tree crown deposited particles. *Environ. Pollut.* 183: 123–132.
- Ianovici N. 2009. Approaches on the invasive alien taxa in Romania - *Ambrosia artemisiifolia* (ragweed) I, *Annals of West University of Timișoara, ser. Biology*, 12: 87-104
- Ianovici N. 2016. *Taraxacum officinale* (Asteraceae) in the urban environment: seasonal fluctuations of plant traits and their relationship with meteorological factors. *Acta Agrobot.* 69 (3): 1677.
- 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., 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
- 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.
- Jiang S., Kaul D., Yang F., Sun L., Ning Z. 2015. Source apportionment and water solubility of metals in size aggregated particles in urban environments. *Sci. Total Environ.* 533: 347–355.
- Jordanova N., Jordanova D., Veneva L., Yorova K., Petrovský E. 2003. Magnetic response of soils and vegetation to heavy metal pollution — a case study. *Environ. Sci.*
- Junio H., Sy-Cordero A., Etefagh K., Burns J., Micko K., Graf T., Richter S., Cannon R., Oberlies N., Cech N. 2011. Synergy-directed fractionation of botanical medicines: a case study with goldenseal (*Hydrastis canadensis*). *J. Nat. Prod.* 74: 1621–1629.
- Kabisch N., Frantzeskaki N., Pauleit S., Artmann M., Davis M., Haase D., Knapp S., Korn H., Stadler J., Zaunberger K., Bonn A. 2016. Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas—perspectives on indicators, knowledge gaps, opportunities and barriers for action. *Ecol. Soc.* 21: 39
- Kapička A., Petrovský E., Ustjak S., Macháčková K. 1999. Proxy mapping of fly-ash pollution of soils around a coal-burning power plant: a case study in the Czech Republic. *J. Geochem. Explor.* 66: 291–297.
- Kardel F., Wuyts K., Maher B., Hansard R., Samson R. 2011. Leaf saturation isothermal remanent magnetization (SIRM) as a proxy for particulate matter monitoring: interspecies differences and in-season variation. *Atmos. Environ.* 45: 5164–5171.
- Kardel F., Wuyts K., Maher B., Samson R. 2012. Intra-urban spatial variation of magnetic particles: monitoring via leaf saturation isothermal remanent magnetization (SIRM). *Atmos. Environ.* 55: 111–120.
- Knapp S., Kühn I., Wittig R., Ozinga W., Poschold P., Klotz S. 2008. Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies. *Preslia.* 80: 375–388.
- Kowarik I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ. Pollut.* 159: 1974–1983.
- Kühn I., Brandl R., Klotz S. 2004. The flora of German cities is naturally species rich. *Evol. Ecol. Res.* 6: 749–764.

- Kurin E., Atanasov A., Donath O., Heiss E., Dirsch V., Nagy M. 2012. Synergy study of the inhibitory potential of red wine polyphenols on vascular smooth muscle cell proliferation. *Planta Med.* 78: 772–778.
- Lavorel S., Colloff M., McIntyre S., Doherty M., Murphy H., Metcalfe D., Dunlop M., Williams R., Wise R., Williams K. 2015. Ecological mechanisms underpinning climate adaptation services. *Global Change Biol.* 21: 12–31.
- Lavorel S., Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Funct. Ecol.* 16: 545–556.
- Lavorel S., Storkey J., Bardgett R., de Bello F., Berg M., Le Roux X., Moretti M., Mulder C., Pakeman R.J., Díaz S., Harrington, R. 2013. A novel framework for linking functional diversity of plants with other trophic levels for the quantification of ecosystem services. *J. Veg. Sci.* 24: 942–948.
- Lehndorff E., Schwark L. 2010. Biomonitoring of air quality in the cologne conurbation using pine needles as a passive sampler – part III: major and trace elements. *Atmos. Environ.* 44 (24): 2822–2829.
- Lehndorff E., Urbat M., Schwark L. 2006. Accumulation histories of magnetic particles on pine needles as function of air quality. *Atmos. Environ.* 40 (36): 7082–7096.
- Lorenzo R., Kaegi R., Gehrig R., Grobéty B. 2006. Particle emissions of a railway line determined by detailed single particle analysis. *Atmos. Environ.* 40 (40): 7831–7841.
- Lu S., Bai S., Xue Q. 2007. Magnetic properties as indicators of heavy metals pollution in urban topsoils: a case study from the city of Luoyang, China. *Geophys. J. Int.* 171: 568–580.
- Lundholm J., MacIvor J., MacDougall Z., Ranalli M. 2010. Plant species and functional group combinations affect green roof ecosystem functions. *PLoS One* 5.
- Lundholm J.T. 2015. Green roof plant species diversity improves ecosystem multifunctionality. *J. Appl. Ecol.* 52: 726–734.
- Maher B., Moore C., Matzka J. 2008. Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves. *Atmos. Environ.* 42 (2): 364–373.
- Manes F., Incerti G., Salvatori E., Vitale M., Ricotta C., Costanza R. 2012. Urban ecosystem services: tree diversity and stability of tropospheric ozone removal. *Ecol. Appl.* 22: 349–360.
- Matzka J., Maher B. 1999. Magnetic biomonitoring of roadside tree leaves: identification of spatial and temporal variations in vehicle-derived particulates. *Atmos. Environ.* 33: 4565–4569.
- McIntosh G., Gómez-Paccard M., Osete M. 2007. The magnetic properties of particles deposited on *Platanus x hispanica* leaves in Madrid, Spain, and their temporal and spatial variations. *Sci. Total Environ.* 382: 135–146.
- Mendel M., Chłopecka M., Dziekan N., Wiechetek M. 2011. The effect of the whole extract of common ivy (*Hedera helix*) leaves and selected active substances on the motoric activity of rat isolated stomach strips. *J. Ethnopharmacol.* 134: 796–802.
- Mendel M., Chłopecka M., Dziekan N., Wiechetek M. 2011. The effect of the whole extract of common ivy (*Hedera helix*) leaves and selected active substances on the motoric activity of rat isolated stomach strips. *J. Ethnopharmacol.* 134: 796–802.
- Metcalfe D. 2005. *Hedera helix* I. *J. Ecol.* 93: 632–648.
- Moreno E., Sagnotti L., Dinarès-Turell J., Winkler A., Cascella A. 2003. Biomonitoring of traffic air pollution in Rome using magnetic properties of tree leaves. *Atmos. Environ.* 37: 2967–2977.
- Pataki D., McCarthy H., Gillespie T., Jenerette G., Pincetl S. 2013. A traitbased ecology of the Los Angeles urban forest. *Ecosphere* 4.
- Pett T., Shwartz A., Irvine K., Dallimer M., Davies Z. 2016. Unpacking the people-biodiversity paradox: a conceptual framework. *Bioscience.* 66: 576–583.
- Pieper S., Weigmann G. 2008. Interactions between isopods and collembolans modulate the mobilization and transport of nutrients from urban soils. *Appl. Soil Ecol.* 39: 109–126.
- Qian P., Zhou L., Zheng X., Dong Y., Wang Y. 2014. Magnetic properties of airborne particulate matter in Shanghai during dust storm events and the implications for heavy metal contaminant sources. *Environ. Earth Sci.* 72: 4167–4178.
- Rai P. 2013. Environmental magnetic studies of particulates with special reference to biomagnetic monitoring using roadside plant leaves. *Atmos. Environ.* 72: 113–129.

- Riley C., Herms D., Gardiner M. 2017. Exotic trees contribute to urban forest diversity and ecosystem services in inner-city Cleveland, OH. *Urban For. Urban Green*.
- Sant'Ovaia H., Lacerda M., Gomes C. 2012. Particle pollution – an environmental magnetism study using biocollectors located in northern Portugal. *Atmos. Environ.* 61: 340–349.
- Sati P., Pandey A., Rawat S., Rani A. 2013. Phytochemicals and antioxidants in leaf extracts of *Ginkgo biloba* with reference to location, seasonal variation and solvent system. *J. Pharm. Res.* 7: 804–809.
- Schwarz N., Moretti M., Bugalho M., Davies A., Haase D., Hack J., Holf A., Melero Y., Tristan J., Knapp S. 2017. Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Science Direct.* 27: 161-17
- Shipley B. 2000. *Cause and Correlation in Biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sieben A., Prenner L., Sorkalla T., Wolf A., Jakobs D., Runkel F., Häberlein H. 2009. α -Hederin, but not hederacoside c and hederagenin from *Hedera helix*, affects the binding behavior, dynamics, and regulation of β 2- adrenergic receptors. *Biochemistry.* 48: 3477–3482.
- Sjöman H., Morgenroth J., Sjöman J., Saebo A., Kowarik I. 2016. Diversification of the urban forest – can we afford to exclude exotic tree species? *Urban For. Urban Green.* 18: 237–241.
- Spitaler R., Winkler A., Lins I., Yanar S., Stuppner H., Zidorn C. 2008. Altitudinal variation of phenolic contents in flowering heads of *Arnica montana* cv. ARBO: a 3year comparison. *J. Chem. Ecol.* 34: 369–375.
- Stauss-Grabo M., Atiye S., Warnke A., Wedemeyer R., Donath F., Blume H. 2011. Observational study on the tolerability and safety of film-coated tablets containing ivy extract in the treatment of colds accompanied by coughing. *Phytomedicine.* 18: 433–436.
- Suding K., Lavorel S., Chapin F., Cornelissen J., Diaz S., Garnier E., Goldberg D., Hooper D., Jackson S., Navas M. 2008. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biol.* 14: 1125–1140.
- Tomašević M., Aničić M. 2010. Trace element content in urban tree leaves and SEMEDAX characterization of deposited particles. *Facta Univ - Ser. Phys. Chem. Technol.* 1 (8): 1–13.
- Trute A., Gross J., Mutschler E., Nahrstedt A. 1997. In vitro antispasmodic compounds of the dry extract obtained from *Hedera helix*. *Planta Med.* 63 125–129.
- Trute A., Nahrstedt A. 1997a. Identification and quantitative analysis of phenolic compounds from the dry extract of *Hedera helix*. *Planta Med.* 63: 177–179.
- Urbat M., Lehndorff E., Schwark L. 2004. Biomonitoring of air quality in the Cologne conurbation using pine needles as a passive sample - part I: magnetic properties. *Atmos. Environ.* 38: 3781–3792.
- Vercauteren J., Matheussen C., Wauters E., Roekens E., van Grieken R., Krata A. 2011. Chemkar PM10: an extensive look at the local differences in chemical composition of PM10 in Flanders, Belgium. *Atmos. Environ.* 45: 108–116.
- Wagner H., Ulrich-Merzenich G. 2009. Synergy research: approaching a new generation of phytopharmaceuticals. *Phytomedicine.* 16: 97–110.
- Wang X., Zhang P., Fu J., Zhou H. 2012. Association between Pb and Zn concentrations and magnetic properties in particle size fractions of urban soils. *J. Appl. Geophys.* 86: 1–7.
- Williams N., Hahs A., Vesk P. 2015. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 17: 78–86.
- Youngsteadt E., Henderson R.C., Savage A., Ernst A., Dunn R., Frank S. 2015. Habitat and species identity, not diversity, predict the extent of refuse consumption by urban arthropods. *Global Change Biol.* 21: 1103–1115.
- Zhang C., Qiao Q., Appel E., Huang B. 2012. Discriminating sources of anthropogenic heavy metals in urban street dusts using magnetic and chemical methods. *J. Geochem. Explor.* 119-120: 60–75.