

## THE EFFECT OF GLYPHOSATE-BASED FORMULATIONS ON AQUATIC PLANTS

Mărioara-Raluca LUCHIAN\*, Adina-Daniela DATCU, Nicoleta IANOVICI

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

\*Corresponding author e-mail: marioara.luchian99@e-uvt.ro

Received 28 May 2019; accepted 18 June 2019

### ABSTRACT

*Herbicides are produced and applied in large quantities to increase crop yields. The glyphosate herbicide, N-(phosphonomethyl) glycine, is a biocide with a broad spectrum. Glyphosate usage in agriculture increased enormously after the introduction of glyphosateresistant plants. These products are used primarily before planting of traditional agricultural crops and after planting of genetically modified glyphosate-resistant crops. By inhibiting the enzyme called 5-enolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase, glyphosate alters aromatic amino acid production and interferes with the synthesis of proteins and various important plant secondary metabolic compounds which require these amino acids as precursors. The aim of this review is to describe glyphosate. In addition, due to the fact that there is vast evidence to indicate that prolonged and frequent pesticide use in agriculture contributes to the contamination of groundwater, a necessity to determine glyphosate effects for aquatic plants appears. Moreover, there are some aquatic organisms (i.e. Lemna sp. or Elodea canadensis) known to be useful in phytotoxicity assays and for these, protocols and results are mentioned.*

**KEY WORDS:** *Biflavones, Bilobalide, Flavonol glycosides, Ginkgolides, Terpene trilactones*

Proprietățile ecologice și toxicologice favorabile, împreună cu o eficiență ridicată, sunt principalele motive pentru popularitatea în continuă creștere a glifosatului de când a intrat pe piața erbicidelor (Duke & Powles, 2008).

Glifosatul (Figura 1) este un biocid de spectru larg, introdus pentru controlul buruienilor în câmpurile agricole în anul 1974 (Benbrook, 2016), fiind unul dintre cele mai utilizate erbicide din lume (Myers et al. 2016). Este toxic atât pentru magnoliata cât și pentru liliata. Produsele de acest tip sunt utilizate în principal înainte de înființarea culturilor agricole tradiționale (Duke & Powles, 2009). Formulările ce conțin glifosat sunt utilizate din ce în ce mai mult ca ajutor în procesul de recoltare, la culturile tradiționale de cereale (Nelson et al. 2011; Goffnett et al. 2016; Zhang et al. 2017). Mai mult decât atât, utilizarea glifosatului a fost stimulată prin introducerea culturilor modificate genetic,

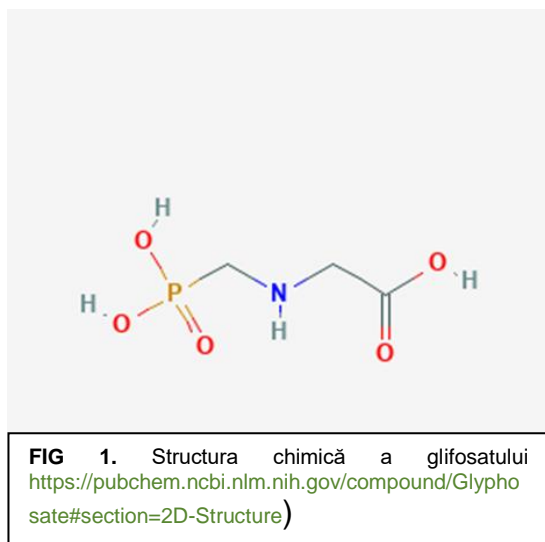
rezistente la glifosat, în anul 1996 (Cerdeira & Duke, 2006; Gianessi, 2008; Dewar, 2009). Ratele anuale de aplicare a glifosatului la hectar au crescut, ca de exemplu în cazul culturilor de soia (Coupe & Capel, 2016), în special datorită dezvoltării buruienilor rezistente la glifosat (Benbrook, 2012).

Glifosatul se aplică foliar și este transportat în întreaga plantă, având drept rezultat eliminarea plantelor în decursul câtorva zile. În diverse formulări de erbicide, acest compus este completat de diferiți adjuvanți (Li et al. 2005), în special agenți tensioactivi cum ar fi polioxietilenamina (POEA), pentru a spori absorbția și translocarea ingredientului activ în plante. Glifosatul este din punct de vedere chimic asemănător cu fosfatul.

Este o substanță polară, foarte solubilă în apă. În trecut, nu era considerat o problemă pentru ape, deoarece se vorbea despre un potențial relativ scăzut de a se deplasa prin sol și contamina sursele de apă (Monsanto, 2002, 2014, Sihmăe et al. 2013), însă s-a arătat că poate contamina solurile din și în jurul zonelor tratate. În plus, se adsorbe pe argilă și materie organică, încetinind degradarea microorganismelor din sol și de asemenea prezintă capacitate de acumulare în sol (Simonsen et al. 2008; Banks et al. 2014; Sviridov et al. 2015, Travaglia et al. 2015; Cassigneul et al. 2016; Okada et al. 2016; Sidoli et al. 2016).

Solubilitatea sa înaltă facilitează translocarea de la mediul terestru la mediul acvatic (Torstensson et al. 2005). Acest compus și principalul său metabolit, acidul aminometilfosonic (AMPA) au fost găsiți în unele ape subterane și în multe zone cu ape de suprafață la concentrații peste limita UE admisă la apa potabilă de 0,1  $\mu\text{g} / \text{L}$  (Torstensson et al. 2005; Vereecken, 2005; IFEN, 2006; Battaglin et al. 2009; Laitinen, 2009). Apariția de glifosat și AMPA în apele subterane și de suprafață indică un transport din mediul terestru în cel acvatic, fie sub formă dizolvată, fie legat la particule de sol (Fomsgaard et al. 2003; Kjær et al. 2005; Landry et al. 2005; Gjettermann et al. 2009; Laitinen 2009, Candela et al. 2010). Mai mult decât atât, glifosatul migrează ușor din apele subterane către plante. Trestia (*Phragmites australis*) și papura (*Typha latifolia*) expuse la o concentrație medie de glifosat de 0,09  $\text{mg l}^{-1}$  au fost complet distruse (Rzymiski et al. 2013). Translocarea are loc atât acropetal cât și bazipetal, astfel încât glifosatul se acumulează în plantă, inclusiv în semințe și la nivel radicular (Li et al. 2005; Walker & Oliver, 2008).

Deși glifosatul conține trei grupări funcționale, doar gruparea fosfonat este considerată a fi implicată în complexare (Sheals et al. 2002; Barja & dos Santos Afonso, 2005; Schnürer et al. 2006).



Activitatea biocidă a glifosatului este asociată cu inhibarea enzimei 5-enolpiruvil-șikimat-3-fosfat sintază (EPSPS). Astfel, acesta oprește etapa a șasea în calea metabolică a shikimatului (conversia de la shikimat-3-fosfat la EPSP), care este necesară pentru producerea aminoacizilor aromatici și a funcțiilor secundare cu apărare în plante și în multe microorganisme (Krüger et al. 2013; Schrödl et al. 2014).

În ciuda utilizării la scară mare a glifosatului, sunt relativ puține rapoarte privind

eliminarea acestuia (Vereecken, 2005; Borggaard & Gimsing, 2008; Laitinen, 2009). Datorită creșterii aproape exponențiale a utilizării glifosatului și a descompunerii lente a acestuia, precum și a produsului său de degradare AMPA în sol, apă și sedimente, acumularea de glifosat în mediu, produse vegetale și organe de animale a devenit destul de îngrijorătoare (Shehata et al. 2014; Myers et al. 2016).

În acest material vom prezenta o sinteză a principalelor modele experimentale realizate prin utilizarea plantelor acvatice (*Lemna minor* și *Elodea canadensis*) ca organisme de referință pentru evaluarea fitotoxicității.

**Teste pe *Lemna minor*.** Ca principal organism de referință pentru evaluarea fitotoxicității pesticidelor se folosește specia *Lemna minor* (Botin et al. 1993). Baza de date EPA ECOTOX înregistrează 18700 exemple de fitotoxicitate acvatică, 2120 dintre acestea fiind cu referire la specii de *Lemna*. 95% din teste sunt realizate pe genul *Lemna*, în particular, *Lemna minor* și *Lemna gibba*. Deși testele pe plante acvatice sunt folosite într-o gamă variată de aplicații, ele sunt de asemenea obligatorii în evaluarea riscului erbicidelor și al substanțelor reglatoare în vederea plasării pe piață a produselor de protecție a plantelor. Dintre principalele argumente pentru care plantele acvatice sunt extrem de importante în testele de toxicitate, menționăm următoarele: dimensiunea mică, simplitatea structurală (Ilanovici, 2010), reproducerea vegetativă într-un mediu omogen din punct de vedere genetic ceea ce duce la eliminarea variabilității genetice, capacitatea de a putea crește pe mediu lichid sau agar, cultivarea în condiții controlate mult mai facilă față de majoritatea

magnoliofitelor și susceptibilitatea la substanțe active, compuși hidrofobi sau substanțe similare ce intervin la conexiunea aer-apă.

Sunt plante acvatică cu o rată de creștere mare și potențial ridicat de absorbție, cunoscute pentru îndepărtarea metalelor grele din mediul acvatic. Se reproduc asexuat, manifestând o dublare a biomasei la fiecare două-trei zile. Mai mult decât atât, pot oferi o sursă valoroasă de amidon și proteine. Conținutul de amidon poate ajunge la 49% din greutatea uscată, în timp ce conținutul de proteine a fost raportat că variază între 15% și 45% din substanța uscată, în condiții diferite. Având o productivitate ridicată și conținând un procent ridicat de aminoacizi, speciile de *Lemna* sunt folosite în mai multe regiuni ca hrană pentru păsări sau porcine (Cheng & Stomp, 2009).

În timp ce testele de toxicitate cu plante terestre încep de la stadiile inactice de viață (sămânța), testele realizate pe *Lemna* și speciile din familia ei necesită o continuă cultură și menținere a culturilor-stoc. Aici intervine importanța turionilor atunci când vremea nu este favorabilă creșterii și dezvoltării indivizilor. Un număr substanțial de studii au fost realizate asupra turionilor și al stadiului lor de hibernare.

Toxicitatea glifosatului în cazul lui *L. minor* se determină în conformitate cu Ghidurile OCDE pentru testarea chimicalelor utilizând un regim de testare statică (Testul nr. 221, 2006). Aceasta se poate cultiva în mediu Bold's Basal steril (BBM) (Bischoff & Bold, 1963), în condiții standard de creștere, respectiv o temperatură de  $22\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$  și lumină continuă ( $85\text{ }\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) furnizată de lămpi fluorescente albe. Testele se efectuează în Erlenmeyere de 250 ml, închise cu dopuri de bumbac, pentru a evita evaporarea și contaminarea.

Din punct de vedere al metodologiei, Gomes & Juneau (2016) au realizat un studiu în care indivizi *L. minor* au fost crescuți în 10 ml de mediu Steinberg într-o cameră de creștere, iluminată cu lămpi fluorescente ( $140\text{ }\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) în condiții de iluminare de 16 ore pe zi, cu o temperatură maximă medie de  $20\text{ }^{\circ}\text{C}$  în timpul zilei și  $16\text{ }^{\circ}\text{C}$  în timpul nopții, timp de 7 zile. Dintre indicii specifici pentru testul Lemna amintim: conținutul de glifosat în țesuturi, conținuturile de clorofilă *a* și *b*, de carotenoizi, procentul de inhibiție a ratei de creștere, precum și conținuturile de amine biogene, activitățile peroxidazei și catalazei. De asemenea, se poate determina masa proaspătă și cea uscată.

Pentru a determina posibilele localizări ale formării speciilor reactive de oxigen induse de glifosat, se pot investiga efectele diuronului, rotenonei și dicumarolului asupra ratelor de transport a electronilor (ETR), respirației și concentrațiilor de  $\text{H}_2\text{O}_2$  în timpul expunerii la glifosat de 45 de minute. Concentrațiile de diuron și rotenonă utilizate sunt eficiente în suprimarea atât a fotosintezei (măsurată prin ETR), cât și a respirației timp de 45 de minute.

Dicumarolul totuși nu prezintă vreun efect asupra proceselor metabolice (Gomes & Juneau, 2016).

Concentrația de clorofilă *a* scade progresiv odată cu îngălbenirea frunzelor. Conținutul de clorofilă *a* scăzut semnificativ de la 0,79 mg g<sup>-1</sup> în frunzele proaspete din probele martor la 0,09 mg g<sup>-1</sup> în frunzele proaspete tratate cu cea mai mare concentrație de glifosat. Conținutul de clorofilă *b* a scăzut, de asemenea odată cu creșterea concentrației de glifosat, de la 0.26 mg l<sup>-1</sup> în frunzele plantelor martor la 0.05 în cele cu o concentrație mare de glifosat. De asemenea, s-a observat același trend în ceea ce privește conținuturile de carotenoizi (Sikorski et al. 2019).

Expunerea la glifosat produce efecte dăunătoare asupra proceselor fiziologice la *Lemna minor*. Scăderea observată în fotosinteză, respirație, concentrația totală de clorofilă, precum și raportul feofitină/clorofilă crescut la plantele expuse concentrațiilor de glifosat 10 mg l<sup>-1</sup> pot fi legate de stresul oxidativ indus de acumularea de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. În țesuturile vegetale, reziduurile de glifosat duc și la acumularea de acid shikimic (Gomes & Juneau, 2016).

Într-un studiu au fost investigate răspunsurile lintiței la aplicarea de glifosat, plantele fiind expuse timp de 45 de minute la diferite concentrații (0, 5, 10, 100 și 500 mg l<sup>-1</sup>) (Sikorski et al. 2019). Pentru a minimiza interferențele cu eventualele ingrediente contaminante din formulările comerciale, în toate experimentele s-a utilizat glifosat de calitate analitică.

Eșantioanele pentru determinarea reziduurilor de glifosat au fost pregătite pentru analiză pe baza protocoalelor QuPPE modificate (Anastassiades et al. 2015). Întreaga plantă, cu o masă de aproximativ 10 g, a fost omogenizată în 10 ml de acid formic 0,5%, într-o mixtură metanol-apă (1:1, v/v). Amestecul a fost agitat timp de 5 minute și centrifugat timp de 5 minute la 5000 g. În final, soluția a fost filtrată printr-un filtru PTFE de 0,2 μm, s-a transferat într-un vial pentru de cromatografie și s-a analizat prin LC-MS / MS (Sikorski et al. 2019). Creșterea plantelor, greutatea proapătă, cea uscată, conținutul de acid shikimic, precum și conținuturile de clorofile și carotenoizi au scăzut odată cu creșterea concentrației de glifosat, pe când conținutul de glifosat din plante a crescut odată cu creșterea concentrației (Sikorski et al. 2019).

**Teste pe *Elodea canadensis*.** Speciile de *Elodea* prezintă creștere și producție de biomasă rapide, precum și capacitatea de bioacumulare a poluanților de apă. Din acest motiv au fost utilizate cu succes ca sisteme model experimentale pentru evaluarea și tratamentul calității apei (Malec et al., 2009), dar și în fitoremediere (Wieczorek et al. 2016; Mosoarca et al. 2018).

Gomes et al. (2019) au realizat cercetări pe diverse formulări ce conțin glifosat, în combinație cu chimioterapice precum enrofloxacină, pentru a

determina dacă acești compuși au efecte antagoniste, sinergice sau aditive asupra fiziologiei plantelor la nivelurile de concentrație din mediu.

Absorbția și metabolizarea celor doi compuși au fost de asemenea examinate pentru a evalua utilizarea potențială a *E. canadensis* în recuperarea acestor substanțe chimice din apele contaminate (Gomes *et al.* 2019).

Degradarea erbicidului se poate studia prin creșterea plantelor de *Elodea* în condiții controlate, respectiv o temperatură de  $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$  și un ciclu de lumină / întuneric de 18/6 ore, la  $75\text{ }\mu\text{moli fotoni m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ ). Concentrațiile celor doi compuși au fost cele din literatura de specialitate (Watkinson *et al.* 2009; Frade *et al.* 2014; Henault-Ethier *et al.* 2017). Testele pot fi realizate în ziua 0 și ziua 7 după expunere. Probele au fost apoi colectate la început (ziua 0) și după șapte zile de condiții experimentale și s-au determinat concentrațiile enrofloxacină și glifosat. Alți parametri ce pot fi investigați la aceste plante sunt fluorescența clorofilei, ratele fotosintetice nete, eficiențe fotosintetică a fotosistemului II, conținutul de peroxid de oxigen (Gomes *et al.* 2019).

O privire de ansamblu asupra istoricului testelor de toxicitate confirmă faptul că aceste macrofite acvatice sunt un grup important de producători primari care își merită locul într-o gamă largă de testare pentru o evaluare semnificativă din punct de vedere ecologic al pericolului toxic al poluanților din ecosisteme cu apă dulce.

## CONCLUZII

Glifosatul este ingredientul activ al multor formulări cu acțiune biocidă, fiind eficient împotriva unui spectru larg de buruieni. Este unul dintre cele mai folosite erbicide la nivel mondial. Are capacitatea de a inhiba sinteza clorofilelor a și b, dar și a carotenoizilor. În plus, acesta afectează activitatea fotosistemului II.

Glifosatul este un compus foarte solubil în apă, astfel facilitându-i-se translocarea din mediul terestru în cel acvatic. Multe plante acvatice sau hidrofile expuse la o concentrație medie de glifosat devin complet uscate. În cazul testului pe Lemna, se poate afirma că efectul acestui compus este mai evident odată cu creșterea concentrației folosite. În ceea ce privește efectul asupra plantelor de *E. canadensis*, efectele sunt foarte evidente întrucât aceasta poate bioacumula și este foarte sensibilă la acest erbicid.

## BIBLIOGRAFIE

- Anastassiades M., Kolberg D.I., Eichhorn E., Benkenstein A., Lukačević S., Mack D. Wildgrube C. Sigalov, I. Dörk, D. Barth, A. 2015. Quick method for the analysis of numerous highly polar pesticides in foods of plant origin via LC-MS/MS involving simultaneous extraction with methanol (QuPPE-method). EU Reference Laboratory for Pesticides Requiring Single Residue Methods (EURL-SRM). CVUA, Stuttgart, Germany.

- Banks M.L., Kennedy A.C., Kremer R.J., Eivazi F. 2014. Soil microbial community response to surfactants and herbicides in two soils. *Appl. Soil Ecol.* 74: 12–20.
- Barja B.C., dos Santos Afonso M. 2005. Aminomethylphosphonic acid and glyphosate adsorption onto goethite. *Environ. Sci. Technol.* 39: 585-592.
- Battaglin W.A., Rice K.C., Focazio M.J., Salmons S., Barry R.X. 2009. The occurrence of glyphosate, atrazine, and other pesticides in vernal pools and adjacent streams in Washington, DC, Maryland, Iowa, and Wyoming. *Environ. Monit. Assess.* 155: 281-307.
- Benbrook C.M. 2016. Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environ. Sci. Eur.* 28: 3.
- Borggaard O.K., Gimsing A.L. 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Manag. Sci.* 64: 441-456.
- Boutin C., Freemark K., Keddy C. 1993. Proposed Guidelines for Registration of Chemical Pesticides: Non Target Plant Testing and Evaluation. Canadian Wildlife Service, Ottawa. Technical report series 145, 9 p.
- Candela L., Caballero J., Ronen D. 2010. Glyphosate transport through weathered granite soils under irrigated and non-irrigated conditions – Barcelona, Spain. *Sci. Total Environ.* 408: 2509-2516.
- Cassigneul A., Benoit P., Bergheaud V., Dumény V., Etiévant V., Goubard Y., Maylin A., Justes E., Alletto L. 2016. Fate of glyphosate and degradates in cover crop residues and underlying soil: a laboratory study. *Sci. Tot. Environ.* 545–546: 582–590.
- Cerdeira A.L., Duke S.O. 2006. The current status and environmental impacts of glyphosate crops: A review. *J. Environ. Qual.* 35: 1633-1658.
- Cheng J.J., Stomp A.M. 2009. Growing Duckweed to Recover Nutrients from Wastewaters and for Production of Fuel Ethanol and Animal Feed. *CLEAN - Soil Air Water* 37(1):17 – 26
- Coupe R.H., Capel P.D. 2016. Trends in pesticide use on soybean, corn and cotton since the introduction of major genetically modified crops in the United States. *Pest Manag. Sci.* 72: 1013–1022.
- Dewar A.M. 2009. Weed control in glyphosate-tolerant maize in Europe. *Pest Manag. Sci.* 65: 1047-1058.
- Duke S.O., Powles S.B. 2009. Glyphosate-resistant crops and weeds: now and in the future. *AgBioforum* 12: 346–357.
- Fomsgaard I.S., Spliid N.H., Felding G. 2003. Leaching of pesticides through normal-tillage and low-tillage soil – A lysimeter study. II. Glyphosate. *J. Environ. Sci. Health B* 38: 19-35.
- Frade V.M.F., Dias M., Teixeira A.C.S.C., Palma M.S.A. 2014. Environmental contamination by fluoroquinolones. *Brazilian J. Pharm. Sci.* 50: 41-54.
- Funke T., Han H., Healy-Fried M.L., Fischer M. Schönbrunn E. 2006. Molecular basis for the herbicide resistance of Roundup Ready crops. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 103: 13010–13015.
- Gianessi L.P. 2008. Economic impacts of glyphosate-resistant crops. *Pest Manag. Sci.* 64: 346-352.
- Gjettermann B., Petersen C.T., Koch C.B., Spliid N.H., Grøn C., Baun D.L., Styczen M. 2009. Particle-facilitated pesticide leaching from differently structured soil monoliths. *J. Environ. Qual.* 38: 2382-2393.
- Goffnett A.M., Sprague C.L., Mendoza F., Cichy K.A. 2016. Preharvest herbicide treatments affect black bean desiccation, yield, and canned bean color. *Crop Sci.* 56: 1962–1969.
- Gomes M.P., Juneau P. 2017. Temperature and light modulation of herbicide toxicity on algal and cyanobacterial physiology. *Front. Environ. Sci.* 5:50.
- Henault-Ethier L., Lucotte M., Moingt M., Paquet S., Maccario S., Smedbol E., Gomes M.P., Lepage L., Juneau P., Labrecque M. 2017. Herbaceous or *Salix miyabeana* 'SX64' narrow buffer strips as a means to minimize glyphosate and aminomethylphosphonic acid leaching from row crop fields. *Sci. Total Environ.* 598: 1177-1186.
- Ianovici N. 2010. Citohistologie și morfoanatomia organelor vegetative. Ed. Mirton
- IFEN 2006. Les pesticides dans les eaux.
- Kjær J., Olsen P., Ullum M., Grant R. 2005. Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. *J. Environ. Qual.* 34: 608-620.
- Laitinen P., Rämö S., Nikunen U., Jauhainen L., Siimes K., Turtola E. 2009. Glyphosate and phosphate leaching and residues in boreal sandy soil. *Plant Soil* 323: 267-283.

**LUCHIAN et al:** The effect of glyphosate-based formulations on aquatic plants

- Landry D., Dousset S., Fournier J.-C., Andreux F. 2005. Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne-Romanée, 21-France). *Environ. Pollut.* 138: 191-200.
- Li J., Smeda R.J., Sellers B.A., Johnson W.G. 2005. Influence of formulation and glyphosate salt on absorption and translocation in three annual weeds. *Weed Sci.* 53: 153–159.
- Malec P., Maleva M., Prasad M.N.V., Strzałka K. 2009. Copper toxicity in leaves of *Elodea canadensis* Michx. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 82: 627-632.
- Monsanto. 2002. Risk Assessment and Risk Management Plan Final Version DIR 020/2002, Commercial Release of Roundup Ready® Canola.
- Mosoarca G., Vancea C., Popa S., Boran S. 2018. Adsorption, bioaccumulation and kinetics parameters of the phytoremediation of cobalt from wastewater using *Elodea canadensis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 100: 733-739.
- Myers J.P., Antoniou M.N., Blumberg, B., Carroll L., Colborn, T., Everett L.G., Hansen, M., Landrigan P.J., Lanphear B.P., Mesnage R., Vandenberg L.N., vom Saal F.S., Welshons, W.V., Benbrook C.M. 2016. Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: a consensus statement. *Environ. Health* 15: 19.
- Nelson K.A., Massey R.E., Burdick B.A. 2011. Harvest aid application timing affects wheat and relay intercropped soybean yield. *Agron. J.*
- Okada E., Luis Costa J., Bedmar F. 2016. Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma* 263: 78-85.
- Rzymiski P., Klimaszuk P., Kubacki T., Poniedziałek B. 2013. The effect of glyphosate-based herbicide on aquatic organisms – a case study. *Limnol.* 13 (4): 215-220.
- Schnürer Y., Persson P., Nilsson M., Nordgren A., Giesler R. 2006. Effects of surface sorption on microbial degradation of glyphosate. *Environ. Sci. Technol.* 40: 4145-4150.
- Schrödl W., Krüger S., Konstantinova-Müller T., Shehata A.A., Rulff R., Krüger M. 2014. Possible effects of glyphosate on Mucorales abundance in the rumen of dairy cows in Germany. *Curr. Microbiol.* 69 (6): 817-823.
- Sheals J., Sjöberg S., Persson, P. 2002. Adsorption of glyphosate on goethite: molecular characterization of surface complexes. *Environ. Sci. Technol.* 36: 3090-3095.
- Shehata A.A., Schrödl W., Schledorn P., Krüger M. 2014. Distribution of glyphosate in chicken organs and its reduction by humic acid supplementation. *J. Poult. Sci.* 51: 334–338
- Sidoli P., Baran N., Angulo-Jaramillo R. 2016. Glyphosate and AMPA adsorption in soils: laboratory experiments and pedotransfer rules. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23: 5733–5742.
- Sihtmäe M., Blinova I., Kunnis-Beres K., Kanarbik L., Heinlaan M., Kahru A. 2013. Ecotoxicological effects of different glyphosate formulations. *Appl. Soil Ecol.* 72: 215–224.
- Sikorski Ł., Baciak M., Beś A., Adomas A. 2019. The effects of glyphosate-based herbicide formulations on *Lemna minor*, a non-target species. *Aquatic Toxicology*, 209: 70-80.
- Simonsen L., Fomsgard I.S., Svensmark B., Splid N.H. 2008. Fate and availability of glyphosate and AMPA in agricultural soil. *J. Environ. Sci. Heal. B* 43: 365–375.
- Sviridov A.V., Shushkova T.V., Ermakova I.T., Ivanova E.V., Epiktetov D.O., Leontievsky A.A. 2015. Microbial degradation of glyphosate herbicides (review). *Appl. Biochem. Microbiol.* 51: 188–195.
- Torstensson L., Börjesson E., Stenström J. 2005. Efficacy and fate of glyphosate on Swedish railway embankments. *Pest Manag. Sci.* 61: 881-886.
- Travaglia C., Masciarelli O., Fortuna J., Marchetti, G., Cardozo, P., Lucero, M., Zorza, E., Luna, V., Reinoso, H., 2015. Towards sustainable maize production: glyphosate detoxification by *Azospirillum* sp. and *Pseudomonas* sp. *Crop. Prot.* 77: 102–109.
- Vereecken H. 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Manag. Sci.* 61: 1139-1151.
- Walker E.R., Oliver L.R. 2008. Translocation and absorption of glyphosate in flowering sicklepod (*Senna obtusifolia*). *Weed Sci.* 56: 338–343.
- Zhang T., Johnson E.N., Mueller T.C., Willenborg C.J. 2017. Early application of harvest aid herbicides adversely impacts lentil. *Agron. J.* 109: 239–248.