

Válaszok Dr. Bácsi István opponens kérdéseire

1. 49.o.: Mivel eléggé régi irodalmakról van szó, érdemes lett volna megadni a betűk jelentését a 4. és 5. egyenletekben. Hasonlóképpen a 7. egyenlet esetén: a cfuc ebben az esetben milyen koncentráció-egységet jelöl?

A 7. egyenletben szereplő cfuc a fukoxanthin koncentrációját jelöli, amelynek mértékegysége a mgL^{-1} .

2. A 17a. ábrán a karotinoidok mennyisége $\mu\text{g/L}$ egységben van megadva, a 49.o. 5. egyenletben azonban $\mu\text{SPU/L}$ szerepel. Mit jelent pontosan ez utóbbi, és hogyan történt az átszámítás $\mu\text{g/L}$ -re?

Az egyenletben szereplő SPU a meghatározott növényi pigment egységeket jelenti (specified plant pigment units), amely a módszer leírása alapján g mértékegységnek felel meg. Ennek megfelelően nem igényelt átváltást.

3. A 18. ábrán a fukoxantin koncentráció mg/L -ben van megadva. A 7. egyenlet alapján számított érték valóban mg/L -t jelent?

A 18. ábrán a fukoxantin koncentrációja mgL^{-1} egységben van megadva, és a 7. egyenlet alapján számított értékek – a felhasznált szakirodalom szerint – szintén ebben a mértékegységben értelmezendők (Wang et al. 2018).

4. Mi a Jelölt véleménye, a klímaszcenáriók alapján meddig várható a jelenleg még létező nagy sótartalmú alföldi tavak fennmaradása?

A sós tavak kialakulása négy meghatározó tényezőtől függ: éghajlattól, földtani viszonyoktól, geomorfológiától, hidrogeológiától.

A hidrológiai sajátosságokból fakadóan - zárt, sekély medencék - ezek az ökoszisztémák különösen érzékenyek, sőt létüket veszélyezteti mind az éghajlat változás mind az emberi tevékenység. Még viszonylag a kis mértékű ingadozás is jelentős és visszafordíthatatlan változásokat idézhetnek elő a természetes jellemzőikben. A hidrológiai rendszerek egyensúlyának felborulása következtében világszerte megfigyelték a sós tavak számának csökkenését, sőt eltűnését. A Pannon szikesek különösen veszélyeztettek a felszín alatti vízszint süllyedése, a rendszeres tavaszi árvizek elmaradása, valamint a környező területek túlzott vízelvezetése miatt.

Az éghajlat jövőbeni változásának vizsgálatára az IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change: Éghajlatváltozási Kormányközi Testület) által kidolgozott klímaszcenáriókat alkalmazzák. Ezek a RCP (Representative Concentration Pathways: reprezentatív koncentrációs nyomvonalak) scenáriók azt írják le, hogy az üvegházhatású gázok különböző mértékű kibocsátására hogyan fog változni a Föld éghajlata. A leggyakrabban alkalmazott RCP-szenáriók közé tartozik az RCP4.5 és az

RCP8.5. Az RCP4.5 egy mérsékeltebb felmelegedést jósol, azonban a RCP8.5 jelentős hőmérséklet-emelkedéssel és erőteljesebb éghajlati hatásokkal jár.

Az alföldi szikes tavak fennmaradására vonatkozó adatok nem egy konkrét időpontot adnak meg, hanem a scenáriókhoz kötött folyamat-alapú előrejelzéseket. Jelenleg is azt látjuk, hogy már zsugorodnak a klímaváltozás hatására ezek a kis víztestek, valamint, hogy az időszakos kiszáradásos időszak hosszabbodik köszönhetően a csökkenő csapadéknak, a párolgás növekedésének, a talajvíz csökkenésének és az antropogén hatásoknak.

Az Alföld szikes víztestei sekély, általában 0,5 m-nél kisebb átlagos vízmélységű, lefolyástalan rendszerek, amelyek vízutánpótlását elsősorban a csapadék és a talajvíz biztosítja. Vízjárásuk erősen időszakos: télen és tavasszal rendszerint feltöltődnek, míg nyáron a fokozott párolgás következtében gyakran teljesen kiszáradnak. Az RCP4.5 klímascenárió alapján a vízborítottság időtartama a 2030–2050 közötti időszakban várhatóan 1–2 hónappal rövidül, míg a század második felében (2050–2100) egyes években akár egész évben is hiányozhat a felszíni víz. Az RCP8.5 scenárió szerint a teljes kiszáradás egész évben gyakorivá válhat, és vízborítás csak szélsőségesen csapadékos időszakokban alakulhat ki. A távoli jövőben ennek következtében a tómedrek helyét egyre inkább szikes sztyepp vegetáció veheti át (ATIVIZIG, 2025; Boros et al., 2014, 2017; Kiskunsági Nemzeti Park, 2024).

Összefoglalva az RCP4.5 klímascenárió mérsékeltebb felmelegedést jelez, amely mellett megfelelő vízgazdálkodási és természetvédelmi intézkedésekkel a szikes tavak ökológiai működése hosszabb távon is fenntartható lehet. Ezzel szemben az RCP8.5 forgatókönyv fokozott párolgást, gyakoribb aszályokat és nagyobb vízhiányt vetít előre, ami a kiszáradások gyakoribbá válásához és az élőhelyek jelentős degradációjához vezethet.

5. *Mennyire specifikusan utalhatnak a kovaalgák teratogén formái a szennyezés típusára?*

A legtöbb szerző a teratológiai formákat típusok szerint kategorizálja, általában az alábbiak szerint: (i) szabálytalan /abnormális alak, (ii) szabálytalan/hiányos rafé, (iii) rendellenes striák, (iv) kevert deformitások (Lavoie et al., 2012; Leguay et al., 2015; Roubeix et al., 2011). Annak ellenére, hogy különböző deformitástípusokat leírnak, a legtöbb tanulmány ezeket nem vizsgálja külön, hanem együttesen, csupán összesített teratológiaarányként kezeli, és ezt a stresszindikátort hozza összefüggésbe a szennyezettséggel. Mindössze néhány vizsgálat számol be az egyes deformitástípusok arányáról, azonban azokban is a nehézfémek (pl. Cd, Cu, Zn) hatását vizsgálták a kovaalgák fiziológiai tulajdonságain (Arini et al., 2013; Pandey et al., 2014, 2015; Pandey and Bergey, 2016). Ahhoz, hogy a kovaalgák teratogén formáinak az egyes típusait a szennyezés mértékének és jellegének megbízható indikátoraiként alkalmazhassuk, további kiterjedt kutatásokra és adatok gyűjtésére van szükség különböző szennyezéstípusok tekintetében. A jelenlegi vizsgálatok ugyanis

túlnyomórészt a nehézfémterhelésre összpontosítottak, így más szennyezőanyagokkal kapcsolatos ismereteink még korlátozottak.

6. A munka során vizsgált növényvédő szerek jelenlétére mennyi ideig lehet számítani vízi környezetben (mennyire perzisztensek)? Hogyan bomolhatnak le a környezetben?

Az isoxaflutole minden pH-szinten hidrolizálódik, de hidrolízis sebessége a pH növekedésével egyenesen arányosan nő. DT_{50} (felezési ideje) vízben 20,1 óra pH 7-es értéken, talajban 20-23 óra (Nouwen et al., 2017). Az isoxaflutole elsődleges lebomlása gyorsan bekövetkezik a környezetben, azonban bomlástermékei még hosszú ideig kifejtik hatásukat. A hatóanyag aktív bomlásterméke (metabolitja) a diketonitril (valójában ez a felelős a gyomirtó hatásért), mely csapadék hatására alakul ki. Ez a metabolit a mélyebben kikelő és gyökerező gyomok ellen éri el nagyfokú hatékonyságát. Bomlása sokkal lassabb az isoxaflutole-énál (fotolízisénel felezési ideje vízben 6,7 nap, talajban 8-56 nap), mely során a még stabilabb benzooesav származékká alakul (Palett et al., 2001). Az isoxaflutole környezeti viselkedése alapján a vegyület közepes mértékben lebomló, amelynek sorsa erősen függ a közegtől (talaj, víz, pH, hőmérséklet).

Felszíni vizekben az üledékhez mérsékelten kötődik. Biológiai lebomlása nem domináns, mert a hidrolízis gyorsabb. Fő lebomlási útvonala a kémiai hidrolízis. Különböző besorolási rendszerek szerint az isoxaflutole abszorbeálódhat lebegő szilárd anyagokhoz és üledékhez, de vízi élőlényekben a bioakkumuláció potenciálisan mérsékelt (NCBI, é.n.a)

Az isoxaflutole fotolízise a felszíni vizekben releváns abiogén transzformációs folyamat. A vizes közegben a direkt fotolízis során az anyavegyület UV-látható tartományban történő fotonabszorpciója gerjesztett elektronállapot kialakulásához vezet. A folyamat kinetikáját meghatározza a pH, a vízoszlop optikai tulajdonságai, a lebegőanyag-tartalom és a kromofór oldott szerves anyagok koncentrációja. A diketonitril metabolit nagyobb fotostabilitással rendelkezik (lásd fent), így tartósabban jelen lehet a felszíni vizekben (Rupprecht et al., 2004). Mind a hidrolízis és a fotolízis során is elmondható, hogy a diketonitril stabilabbnak bizonyul, mint az isoxaflutole, következésképpen az isoxaflutole közepesen perzisztens vegyületnek van besorolva.

A maleinsav-hidrazidra a hidrolízis nem jellemző lebomlási út, viszont napfény hatására fotokémiai bomlás bekövetkezhet. A fotodegradáció során UV-besugárzás eredményeként dihydroxi-tautomer és N-amino-maleimid keletkezett. Az optikai abszorpciós spektruma 370 nm hullámhosszig terjed így a gyomirtószer a napfény hatására csak korlátozott mértékben bomlik le közvetlen úton (Pajares et al., 2014)

A felezési idő szimulált napfényben, pH 5, 7 és 9 esetén 58, 58 és 34 nap volt. A fő bomlástermék a maleinsav (maleát) volt. Vizes oldatokban (oxigén jelenlétében) a vegyület teljesen lebomlott körülbelül 48 órás UV-besugárzás után, >290 nm hullámhosszon. Szimulált napfény hatására pH 5 és 7 mellett 25 °C-on 30 nap alatt stabil maradt. pH 9-en viszont lassú bomlást mutatott, a számított felezési idő 15,9 nap.

A biodegradáció fontos környezeti lebomlási folyamat: felezési ideje 2–3 nap burgonyatermesztésre használt homokos vályogtalajban, 6 nap gyepes homokos vályogtalajban, és 7 nap dohánytermesztésre használt vályogtalajban.

Vízbe kerülve nem várható jelentős adszorpció lebegő anyagokra vagy üledékre. A vízi élőlényekben való bioakkumulációs potenciál alacsony. A maleinsav-hidrazid hidrolízissel szemben stabil, azonban fotokémiai lebomlásra keresztül képes átalakulni. pH 7 és 9 mellett a vegyület főként anionos formában van jelen (NCBI, é. n.b).

Összeségében a vízi környezetben a maleinsav-hidrazid nem tekinthető erősen perzisztens szennyezőnek, de lebomlási sebessége jelentősen függ a fény- és pH-viszonyoktól, valamint a mikrobiális aktivitástól.

Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság 2025. Vízpart – vízügyi szakmai kiadvány. Szeged.

Arini, A., Feurtet-Mazel, A., Morin, S., Maury-Brachet, R., Coste, M., Delmas, F., 2012. Remediation of a watershed contaminated by heavy metals: a 2-year field biomonitoring of periphytic biofilms. *Science of The Total Environment* 425: 242–253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.067>

Boros, E., Ecsedi, Z., & Oláh, J. 2014. Ecology and management of soda pans in the Carpathian Basin.

Boros, E., Katalin, V., Vörös, L., & Horváth, Z. 2017. Multiple extreme environmental conditions of intermittent soda pans in the Carpathian Basin (Central Europe). *Limnologica*, 62, 38-46. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.10.003>

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság. (2018). Természetvédelmi kezelési terv – Böddi-szék.

Lavoie, I., Lavoie, M., and Fortin, C., 2012. A mine of information: Benthic algal communities as biomonitors of metal contamination from abandoned tailings. *Science of The Total Environment* 425: 231–241. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.057>

Leguay, S., Lavoie, I., Levy JL., and Fortin, C., 2016. Using biofilms for monitoring metal contamination in lotic ecosystems: The protective effects of hardness and pH on metal bioaccumulation. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 35: 1489–1501. <https://doi.org/10.1002/etc.3292>

National Center for Biotechnology Information (NCBI). (é. n.a). Isoxaflutole. PubChem. [Lhttps://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Isoxaflutole](https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Isoxaflutole) (Accessed: 2026. május. 4).

National Center for Biotechnology Information (NCBI). (é. n.b). Maleic hydrazide. PubChem. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Maleic-Hydrazide> (Accessed: 2026. május. 4).

Nouwen, A., Chambers, A., Chechlacz, M., Higgs, S., Blissett, J., Barrett, T.G., Allen, H.A., 2017 Proposed aquatic ecosystem protection guideline values for pesticides commonly used in the Great Barrier Reef catchment area: Part 1-2,4-D, Ametryn, Diuron, Glyphosate, Hexazinone, Imazapic, Imidacloprid, Isoxaflutole, Metolachlor, Metribuzin, Metsulfuron-methyl, Simazine and Tebuthiuron. Department of Science, Information Technology and Innovation, 172-187.

Pajares, A., Bregliani, M., Massad, W., Natera, J., Challier, C., Boiero, L., Montenegro, J & García, N. A., 2014. On the natural fate of maleic hydrazide. Kinetic aspects of the photochemical and microbiological degradation of the herbicide. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 135: 48-54.

Pallett, K.E., Little, J.P., Sheekey, M., Veerasekaran, P., 1998. The Mode of Action of Isoxaflutole I. Physiological Effects, Metabolism, and Selectivity. *Pesticide Biochemistry and physiology*, 62(2):113-124.

Pandey, LK., Kumar, D., Yadav, A., Rai, J., Gaur, JP., 2014. Morphological abnormalities in periphytic diatoms as a tool for biomonitoring of heavy metal pollution in a river. *Ecological Indicators* 36: 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.002>

Pandey, LK., Han, T and Gaur JP., 2015. Response of a phytoplanktonic assemblage to copper and zinc enrichment in microcosm. *Ecotoxicology* 24: 573–582. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1405-5>

Pandey, L. K., & E. A. Bergey, 2016. Exploring the status of motility, lipid bodies, deformities and size reduction in periphytic diatom community from chronically metal (Cu, Zn) polluted waterbodies as a biomonitoring tool. *Science of The Total Environment* 550: 372–381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.151>.

Roubeix, V., Mazzella, N., Méchin, B., Coste, M., Delmas, F., 2011. Impact of the herbicide metolachlor on river periphytic diatoms: experimental comparison of descriptors at different biological organization levels. *International Journal of Limnology*. 47: 1–11. <https://doi.org/10.1051/limn/2011009>

Rupprecht, J. K., Liu, A., Kelly, I., & Allen, R. 2004. Degradation of RPA 202248 [U-14C-phenyl]- α -(cyclopropylcarbonyl)-2-(methylsulfonyl)- β -oxo-4-(trifluoromethyl) benzenepropanenitrile), the Primary Degradation Product of Isoxaflutole, in an Outdoor Aquatic Microcosm System. *Journal of Environmental Science and Health*, 39(5-6): , 725-736.

Wang, L.-J., Y. Fan, R. L. Parsons, G.-R. Hu, P.-Y. Zhang, & F.-L. Li, 2018. A Rapid Method for the Determination of Fucoxanthin in Diatom. *Marine Drugs* 16: 33. <https://doi.org/10.3390/md16010033>.