



AZ AZBESZTCEMENT-KOMPLEXUMMAL KONTAMINÁLÓDOTT ÖNTÖZŐVÍZ KOCKÁZATAI A NÖVÉNYTERMESZTÉSRE, A TALAJ-VÍZ- NÖVÉNY RENDSZERRE

MACHER GERGELY ZOLTÁN^{1,3} – DR. BEKE DÓRA² – DR. TORMA ANDRÁS³

¹Széchenyi István Egyetem, Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar,
Wittmann Antal Növény-, Állat- és Élelmiszer-tudományi Multidiszciplináris Doktori
Iskola, Mosonmagyaróvár.

²Széchenyi István Egyetem, Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar,
Növénytudományi Tanszék, Mosonmagyaróvár.

³Széchenyi István Egyetem, Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar,
Alkalmazott Fenntarthatóság Tanszék, Győr

ÖSSZEFOGLALÁS

Az azbeszttermékekből felszabaduló azbesztszálak munkaegészségüggyel összefüggő kockázati tényezői régóta ismertek. Ugyanakkor mára tény, hogy kialakult tudásunk az azbeszt hatásmechanizmusaira vonatkozóan hiányos. Egyre több az olyan kutatás, amely az azbesztszálak mezőgazdaságban megjelenő hatásait tárja fel, hangsúlyosabbá vált az állategészségügyi hatások felismerése, valamint a víz-talaj-növény rendszer rendkívüli sérülékenysége és kitettsége. Noha az azbesztszálak vízdoldhatósága változhat, a legpotenciálisabb szennyező krizotil-azbeszt rendelkezik hidrofil tulajdonságokkal is. A jellemző nagy fajlagos felület és felületi töltés miatt pedig új kutatási irányként jelenik meg az önálló elszigeteltségi és az aggregátum/komplex-képzési sajátosságok felismerése. A vizes közeg így újfajta transzportfolyamatoknak adhat teret, az azbeszt mobilizációja pedig kiterjed a természetes felszíni- és felszín alatti víztestekre, így a talajra és a vegetációra is. Jelen kutatás célja e kockázat szakirodalmi áttekintése a talaj-víz-növény rendszer érintettségének együttes vizsgálatán keresztül.

RISKS OF IRRIGATION WATER CONTAMINATED WITH ASBESTOS- CEMENT COMPLEX ON CROP PRODUCTION AND SOIL-WATER-PLANT SYSTEM

ABSTRACT

The occupational health risks of asbestos fibres released from asbestos products have long been known. However, it is now a fact that our established knowledge on the

mechanisms of action of asbestos is incomplete. There is a growing body of research exploring the effects of asbestos fibres in agriculture, the recognition of animal health impacts and the extreme vulnerability and exposure of the water-soil-vegetation system. Although the water solubility of asbestos fibres can vary, the most potential pollutant chrysotile asbestos also has hydrophilic properties. And due to the typical high specific surface area and surface charge, the recognition of self-isolation and aggregate/complex formation properties is a new research direction. The aqueous medium may thus provide a platform for novel transport processes, and asbestos mobilisation extends to natural surface and groundwater bodies, including soil and vegetation. The aim of the present research is to review the literature on this risk through a combined assessment of the soil-water-vegetation system exposure.

BEVEZETÉS

Az azbeszt hosszú ideje részét képezi az emberiség életének, de jelentős, nagyléptékű felhasználása csak az ipari forradalom óta terjedt el. Annak ellenére, hogy az azbesztet már korábban is építőanyagként használták, ma már széles körben elterjedt környezeti problémát jelent, mely a városi, az agrár és a természetes ökoszisztémákat is érinti. Az eddigi vizsgálatok elsősorban a levegőben vizsgálták az azbesztre jellemző szálal anyagok jelenlétét, de a kutatók már vizsgálják az azbesztszennyezés hatását a vízben, a talajban, valamint a vegetációban kiváltott negatív válaszreakciók mentén is. A kutatások azt mutatják, hogy az azbesztszálak nagy fajlagos felülettel és erős felületi töltéssel rendelkeznek, ami hatással van a mozgásukra és a környezettel való interakciójukra. Az azbesztnak különböző tulajdonságokkal rendelkező fajtái vannak, melyek között vannak olyanok, amelyek hidrofóbok, mások pedig rendelkeznek hidrofil komponensekkel is. Ez a különbség a szálak elszigeteltségi és aggregálódó, komplexumképző tulajdonságaira is vonatkozik. Az új irányok kutatása során nemcsak az emberi kitettségre, hanem az állatokra és a növényzet érintettségére is figyelmet fordítanak. Azonban a témával kapcsolatos tudományos szakirodalom hiányos.

AZ AZBESZT ÉS AZ AZBESZTCEMENT FOGALMA ÉS TÁRGYKÖRE

Általánosságban elmondható, hogy az azbeszt egy kereskedelmi kifejezés, amely a természetben előforduló rostos ásványok csoportjára utal (*Wagner és Lemen, 2017*). *Lewis et al.* (1996) szerint az azbeszt egy általános elnevezés, mely a rostos ásványok két családjára értendő, amelyek kristályos és kémiai tulajdonságai eltérőek: amfibolok (krokidolit, amozit, antofillit, aktinolit, tremolit) és a szerpentin (krizotil). *Nayak* (2016) az azbeszt szót általános kifejezésként jelöli meg, amely hatféle rostos anyagra utal és elsősorban szilícium-dioxidból, magnéziumból és kristályvízből állnak. Magyarországon az azbeszttel kapcsolatos jogi szabályozást „*az azbeszttel kapcsolatos kockázatoknak kitett munkavállalók védelméről szóló 12/2006. (III. 23.) EüM rendelet*” határozza meg. Ennek rendelkezése alapján Magyarországon a nemzetközi normákkal harmóniában hat

ásványfaj szálas változata sorolandó az azbesztek közé, ezek az amfibol csoportból az amozit, a krokidolit, az aktinolit, a tremolit és az antofillit, továbbá a szerpentin csoportból a krizotil. *Tóth és Weiszbürg* (2011) szerint alaktani szempontból azok a szálak tekinthetők azbesztszálaknak, melyeknek hosszúsága nagyobb, mint 5 μm , viszont átmérője kisebb, mint 3 μm , mindemellett pedig hossz-átmérő arányának meg kell haladnia a 3:1 arányt. Mikrométeres méretükből fakadóan ezek a rostok könnyedén belélegezhetőek, így a légutak különböző területein, akár a léghólyagocskákban is lerakódhatnak (INSERM, 1997), melynek révén a tüdőbe kerülő azbesztszálak pleurális plakkokat, pneumokoniózist, effúziókat, tüdőrákot és mesotheliomát okozhatnak (*Kamp és Weitzman*, 1999). Már egy, az 1960-as években végzett tanulmány is karcinogén anyagként minősítette az azbesztet és megállapította, hogy az általa okozott megbetegedések átlagosan körülbelül 20-50 éves lappangási idővel rendelkeznek (*Mossman et al.*, 1996). Az azbesztből készült azbesztcement termékek egykor közkedvelt építőipari alapanyagként számítottak, a leggyakrabban használt termékformák, amelyek előállítására a világ azbeszttermelésének 70%-át tette ki (*Ingham*, 2013). Az azbeszt globális felhasználása az 1940 és 1980 között exponenciálisan nőtt, míg 1980-ban el nem érte csúcspontját (*Virta*, 2006). Az azbesztcement egy kompozit anyag, mely azbesztszálakkal erősített portlandcementből áll (*Rosato*, 1959). Az azbesztcement az azbeszt egy nagy kötőanyag-tartalommal bíró alkalmazási formája, melyben az azbeszt mennyisége 8-10%-ra, kötőanyag-tartalma 90-92%-ra tehető (*Tóth és Weiszbürg*, 2011). Annak ellenére, hogy az azbesztcement termékek gyártása és árusítása mára a legtöbb országban tiltott vagy korlátozott, a korábban beépített termékek használata továbbra is szabályozatlan, mely különösen igaz a mezőgazdasági létesítmények tetőfedéseiként is széles körben alkalmazott hullámos karakterisztikájú azbesztcement tetőfedőelemekre vagy akár a nyomócsövekre is.

AZ AZBESZTCEMENT TERMÉKEK KORRÓZIÓJA, DEGRADÁCIÓJA ÉS ERODÁCIÓJA

Az azbesztcement gyártásának és alkalmazásának évtizedei során voltaképpen szert tett a tartósság és az elpusztíthatatlanság hírnevére (*Noy*, 1995), mely napjainkra megkérdőjelezhetővé vált. *Fügedi* (1986) korábban úgy fogalmazott, hogy az azbesztcement tetőfedések révén egy olyan anyag kerül beépítésre, amelynél javításra, karbantartásra egyáltalán nem is volna szükség. Korábban ugyanis általános konzekvenciának számított, hogy az azbesztcement termékek magas kötőanyag-tartalma jelentős mértékben redukálja az azbesztszálak levegőbe történő emittálódását, a tényleges szállkoncentráció pedig elhanyagolható (*Tóth és Weiszbürg*, 2011). *Malinconico et al.* (2022) szerint, azok a fizikai-kémiai tulajdonságok, amelyek az azbesztet számos műszaki alkalmazásban hasznossá tették, ugyanazok, amelyek környezeti perzisztenciáját és kármentesítési problémáit is eredményezik. E termékek esetében jól ismert alterációs folyamat az exogén vagy antropogén tényezők hatására történő aprózódás, hasadás és kiporzás (*Burragato et al.*, 2010; *Bint et al.*, 2017). Egy átlagos azbesztcement tetőfedőelem várható élettartama 30-40 évre tehető. *Bassani et al.* (2007) úgy fogalmaz,

hogy az azbesztcement eredendően törékeny, alacsony ütésállósággal rendelkezik, így hajlamos a repedésre és törésre, amelyet gyakran kis ütőerők, ismétlődő ciklikus terhelések vagy elromlott kötőelemek is eredményezhetnek. Noha az azbesztcementből a levegőbe jutó azbesztszálak nem tudnak koncentrálni, ebből kifolyólag komoly környezeti kockázatot sem jelentenek, viszont a csapadékvízbe kerülve talajszennyezést és vízszennyezést váltanak ki (Tóth és Weiszbürg, 2011). Ugyanakkor az időjárási folyamatok sok év (2-4 évtized) után laza és rideg felületi réteget eredményeznek, amely lehetővé teszi a szálak kitérttségét, jelentősebb emittálását (Noy, 1995). Spurny et al. (1989) szerint egy azbesztcement palalemez felülete évente körülbelül 0,01-0,024 mm-es korrodálódást mutathat az időjárás változása következtében. Spurny et al. (1989) és Suzuki et al. (2005) számításai szerint, egy sérült, erodált, előregedett 1 m²-es hullámos karakterisztikájú azbesztcement lap akár 3 g azbesztet is veszíthet mátrixából egy év alatt, mely egy egész tetőfelület esetében éves szinten jelentősebb mennyiséget jelent. Az azbesztszálak mátrixszerkezetből való kijutásában az időjárás viszontagságai, a szélsőséges időjárási jelenségek és az éghajlatváltozás következtében előálló hirtelen csapadéktöbblet lesz a fő kockázati tényező (Bornemann-Hildebrandt, 1986). További kockázati tényező, hogy az azbesztszálak nagy fajlagos felületükből adódóan nagyon ritkán fordulnak elő szuverén formában, sokkalta inkább különféle – olykor pillanatnyi – komplexumokat alkotnak, felületükön különböző cementmaradványok, nyomanyagok, nehézfémek és más szennyező anyagok is kimutathatók.

AZBESZTSZÁLAK ÉS KOMPLEXUMOK A VÍZ-TALAJ-NÖVÉNY RENDSZERBEN

Az azbesztszálak és -komplexumok okozta talajszennyezés

A kőzetekben természetes formában előforduló és megjelenő azbeszt különböző geológiai folyamatok lejátszódásának hatására kerül a talajba, ahol ezt követően a kőzetekből származó talaj örökli az alapkőzet geokémiai és ásványtani összetételét (Ricchiuti et al., 2021). Bowes et al. (1977) szerint az azbesztszálak természetes folyamatok - mállás vagy erózió - révén, de nagyobb mértékben antropogén forrásokból válhatnak a talaj és az üledékek szennyezőivé. Korábban a talajt egy olyan szférának tekintették, amely szigeteli többek között az azbesztartalmú hulladékokat, az azokból kiszabaduló azbesztszálakat és komplexumokat (US Environmental Protection Agency 2022; Obmiński 2022). Ugyanakkor a talajban gyakran fellelhető szerves savak fokozhatják a kisméretű azbesztszálak kimosódását (Mohanty et al., 2021). Az azbesztszálak elektromos töltésének módosulása befolyásolhatja a talajban lévő szerves rétegeket, ami hatással van a szálak migrációjára (American Chemical Society Meeting in Philadelphia 2016). A leggyakrabban előforduló antropogén források döntően krizotilt tartalmaznak, például az épületszerkezetekben beépített azbesztcement termékek. A városi környezetben döntően az azbesztcement termékek öregedése, valamint az abból felszabaduló szálak mennyisége, a forrás fajtája, a lebomlás szintje, továbbá a kezelés jellege meghatározó (Malinconico et al., 2022). A beépített és használatban levő erodált azbesztcement termékek az idő múlásával egyre nagyobb mennyiségű azbesztszálakat

emittálnak a levegőbe, ahonnan később az a talaj felszínén rakódik le (*Malinconico et al.*, 2022). Az azbesztszálak porózus közegben való mobilitásával kapcsolatos kutatások hiánya korlátozza azon környezeti tényezők megértését, amelyek kiválthatják a rostok talajban történő szállítását (*Ryan és Elimelech*, 1996). *Malinconico et al.* (2022) szerint az azbesztszálak a talajba kerülve megtapadnak, majd különböző módon kölcsönhatásba lépnek más ásványi részecskékkel, szerves anyagokkal, vízzel, gázokkal és élőlényekkel. Feltételezve, hogy az azbesztszálak hasonlóan viselkednek, mint a vízben lévő többi ásványi kolloid, a talajban lévő rostok mobilitása számos kolloidtranszport vizsgálat alapján megjósolható (*Ryan és Elimelech*, 1996). Ahogy azt Mohanty et al. (2021) is megállapították, a kolloidok szállítását és eltávolítását számos olyan fizikai tényező befolyásolja, mint a méret (*Pelley és Tufenkji*, 2008), a kolloidok alakja (*Seymour et al.*, 2013), továbbá a pórusméretek eloszlása a talajban (*Bradford et al.*, 2002), valamint a kémiai tényezők, mint a pH (*Bergendahl és Grasso*, 1999), az ionerősség (*Tufenkji és Elimelech*, 2005), mindemellett a foszfátok és az oldott anyagok jelenléte (*Hofmann és Liang*, 2007), amelyek tovább befolyásolják a kolloidok és a talaj kölcsönhatását. Ahogy az a kolloidszűrés elméletével is megegyezik, a kolloidok a beszívargó víz által a talajon keresztül ülepedéssel, adszorpcióval/adszorpcióval és diffúzióval rakódnak le a szemcsék felületére. A mezőgazdasági tevékenység hatására a talajban jelenlevő azbesztrészecskék szétesnek, és a levegőbe kerülnek, melyből következően a mezőgazdasági szakemberek is veszélyeztetettek (*Sachanbiński*, 2009; *Turci et al.*, 2016; *Petriglieri et al.*, 2021; *Baumann et al.*, 2011).

Az azbesztszálak és -komplexumok a mezőgazdasági vízhasználatban

A levegőben szálló azbesztből és a csapadékvíz hatására felszabaduló, annak révén mobilizált azbesztiform ásványok, szálak és komplexumok révén előálló lehetséges kockázatokról kevés tanulmány közölt adatokat mind a mai napig (*Avataneo et al.*, 2022). *Fuller* (1977) korábbi kijelentése szerint az azbesztszálak vízen vagy talajon keresztül kifejtett hatása elhanyagolhatónak tekinthető azzal a feltételezéssel, hogy az azbesztszálak megtapadnak vagy kiszűrődnek. Ezt megcáfolva, mára több tanulmány is igazolta a talajfelszín alatti vízbázisok azbesztszálak általi szennyezettségét (*Buzio et al.*, 2000; *Emmanouil et al.*, 2009; *Buck et al.* 2013), így egy alternatív transzportútvonalfelfedezését a sekély talajvíz révén (*Mohanty et al.*, 2021). Az azbesztek jelenlétét a talajvízben több tanulmány is dokumentálta (*Avataneo et al.*, 2022; *Wei et al.*, 2013). *Avataneo et al.* (2020) szerint az azbesztszálak és -komplexumok felszíni vizekbe történő mobilizációja számos helyspecifikus tényezőn múlik (csapadék, talaj, lejtőmorfológia, növényzet stb.). Ugyanakkor a felszíni vizek szennyezettsége természetes és antropogén tényezőktől egyaránt függ. Természetes többek között az azbeszttel tartalmazó kőzetek természetes mállása. Antropogén forrás az azbesztcement termékek korróziója révén történő emisszió, mely akkor hordoz különösen nagy kockázatot, ha olyan csapadékvízben kerül szállítódásra, amely öntözési céllal kerül felfogásra és felhasználásra. Mezőgazdasági és vízgazdálkodási szempontból külön kiemelő még, hogy a talajvízzel történő öntözés esetén azbeszttel kontaminált talajvíz kerül felhasználásra (*Turci et al.*, 2016). A mezőgazdasági vízgazdálkodás magyarországi

érintettségét fokozza, hogy a korábban kialakított és mind a mai napig használt, nyitott felületű öntözőcsatornák mederanyagaként is használtak azbesztcementet. A vízminőségre vonatkozó európai uniós jogszabályok mindezek ellenére nem tartalmaznak határértékeket sem az ivóvízben (*Malinconico et al.*, 2005), sem a természetes felszíni és felszín alatti vizekben, sem pedig a mezőgazdasági öntözővizekben lévő azbesztszál és – komplexum kontaminációra vonatkozóan, de az ezen irányú mérések száma is minimális (*Pirani*, 2017).

Az azbesztszálak- és komplexumok stresszhatása a növénytermesztésben

Az azbeszt, különösen a krizotil-azbeszt humánegészségügyi hatásai mára jól ismertek (*Trivedi és Ahmad*, 2013). A fehér-azbeszt csakúgy, mint a többi azbeszt az egyik legmaradandóbb genotoxin, amely közvetve idéz elő DNS-károsodást, miközben citotoxicitást és apoptózist eredményez (*Nieto et al.*, 2023). Az emberi és az ökoszisztéma egészsége közötti összefüggések megállapítására irányuló néhány korábbi kísérlet ellenére (*Di Giulio és Monosson*, 1996) ennek az anyagnak a lehetséges ökológiai hatásait nagyrészt mind a mai napig figyelmen kívül hagyják (NIPHEP, 1989), mely különös aktualitással érvényes a növényvilágra, főképp a mezőgazdasági haszonnövényekre gyakorolt hatások vizsgálatára (*Trivedi és Ahmad*, 2011). Korábbi tanulmányok azt mutatták, hogy a vízi közegben megnövekedett azbesztkoncentráció káros hatással van a vízi növényfajokra (*Schreier és Timmenga*, 1986), mely igaz többek között *Lemna gibba* esetében is. A krizotil-azbeszt expozíció, 0,1 mg/l-es koncentrációjú tápközegben történő tenyésztés és 28 napon át tartó 0,5 mg/l és 5,0 mg/l-es oldattal való kezelés esetén számos növényfejlődési és fiziológiai negatív válaszreakciót eredményezett *Lemna gibba* mintacsoportokon. *Trivedi et al.* (2004) kutatásukban úgy találták, hogy a krizotil expozíció gátló hatással bírt a levélszámra, a gyökérhosszra és a biomassa mennyiségére is. Számos negatív válaszreakció volt kimutatható még a klorofill-, a karotinoid-, az összes szabad cukor-, a keményítő- és a fehérjeteralom esetében is. Az azbesztszennyeződés hatásmechanizmusa egy rendkívül komplex folyamat, melynek egyik legfontosabb eleme a stresszhatás. *Larcher* (1987) szerint a növényi stressz olyan terheléses állapot, amelyben a növénnel szembeni fokozott igénybevétel a funkciók kezdeti destabilizációját követően egy normalizálódáson át az ellenállóság fokozódásához vezet, majd a tűréshatár túllépésekor tartós károsodást, vagy akár pusztulást is eredményezhet. A stresszállapot jelen esetben oxidatív stressz, a stresszor pedig az azbeszttoxicitást kiváltó azbesztexpozíció. Az oxidatív stressz a reaktív oxigénfajták (ROS) túlermelése az antioxidáns védekezéshez képest (*Shankar és Mehendale*, 2014). *Trivedi et al.* (2004) *Lemna gibba* kísérlete során idő- és dózisfüggő növekedés volt tapasztalható az oxidatív stresszre irányuló paraméterekben (lipid-peroxidáció, celluláris hidrogén-peroxid, kataláz, szuperoxid-díszmutáz), így eredményeik elsőként támasztották alá a krizotil-azbeszt *Lemna gibba*-n kiváltott oxidatív stressz hatását és fitotoxicitását. A kísérletet *Trivedi* és társai 2007-ben megismételték, melynek során a *Lemna gibba* egyedeket négy különböző koncentrációjú (0,5; 1,0; 2,0 és 5,0 mg/l) krizotil-azbeszt oldat hatásának tették ki laboratóriumi

körülmények között. Úgy találták, hogy a krizotil-azbeszt csökkentette a teljes és redukált glutationt, növelte az oxidált glutationt, valamint a redukált/oxidált glutation arányt, mellyel párhuzamosan csökkent a redukált/oxidált aszkorbát aránya. A glutation- és aszkorbátszint változása egy természetes biomarker, amely a nem biztonságos környezetnek való kitétség jelzésére irányul. E kutatás mentén, *Trivedi és Ahmad* (2011) már úgy fogalmaz, hogy az azbeszttel szennyezett víz és talaj olyan azbeszttoxicitást eredményez, amely lassítja a csírázási folyamatot, befolyásolja a magok csírázásának képességét és minőségi jellemzőit. Tenyészedényes kísérletük során különböző azbesztszálakkal kontaminált talajmintákat használtak, melyek esetében a fő talajtulajdonsági jellemzők (szerves szén, nitrogén, foszfor, kálium, elektromos vezetőképesség, pH) megegyeztek. Ez azért is fontos szempont, mivel O'Dell és Claassen (2006) úgy fogalmazott, hogy a krizotil-azbeszttel szennyezett talaj stresszes környezetet teremt a növények növekedéséhez és a termelékenységéhez, mivel felborítják a tápközeg tápanyagrendszerét. A vizsgált növénycsoportok: közönséges búza (*Triticum aestivum*), zöldborsó (*Pisum sativum*) és fehér mustár (*Sinapis alba*). Kísérleteik révén igazolták, hogy a magok csírázási százaléka jelentős mértékben redukálódott a kontamináció és az expozíció mértékének növekedésével. A negatív válaszreakció és az azbeszt toxikus hatása egyaránt mérhető volt a hajtás magasságában, a gyökér hosszában, a biomasszában, a klorofillban és a növények fehérjetartalmában. A sikeres csírázáshoz és növekedéshez a magvak kedvező belső és külső feltételeket igényelnek. A csírázásra gyakorolt káros hatás a transzkripció és a fehérje deformációs folyamat fokozódásának tudhatók be, bár a tényleges mechanizmus még mindig homályos (*Shukla et al.*, 2006). *Trivedi és Ahmad* (2013) ezt követően a krizotil genotoxicitását igazolta a vöröshagyma (*Allium cepa L.*) gyökérmerisztémáin, melynek során laboratóriumi körülmények között négyféle koncentrációjú (0,5; 1,0; 2,0 és 5,0 g/l) krizotil-azbeszt oldatnak tették ki a tesztanyagokat. Az azbeszttel kontaminált víz és talaj nemcsak a növények morfológiai szerkezetét befolyásolják, hanem a növények élettani és biokémiai védekező mechanizmusait is megzavarják, megváltoztatva az antioxidánsok aktivitását (*Hafeez et al.*, 2022). A környezeti stresszel szembeni toleranciájuk növelése érdekében az azbeszttoxitásnak kitett növények antioxidáns termelése fokozottá válik a túlzott reaktív oxigénfajták (ROS) okozta toxicitás megfékezésére (*Dola et al.*, 2022; *Farooq et al.*, 2022; *Ma et al.*, 2022a; *Ma et al.*, 2022b). *Saleem et al.* (2022) kutatásának másik nagy eredménye, hogy az olyan antioxidáns enzimek mennyisége, mint a SOD (szuperoxid-dismutáz), a CAT (kataláz), a GPX (glutation-peroxidáz) és a POD (peroxidáz) jelentősen magas volt az azbeszterhelésnek kitett növényekben, mely arra utal, hogy az azbeszttoxicitás elleni védelmi mechanizmusok sejtszinten aktiválódtak. *Saleem et al.* (2022) kimutatták, hogy a krizotil-azbeszt a vesszős köles (*Panicum virgatum*) és a mezei komócsin (*Phleum pretense*) növekedésére és tápanyagfelvételére minden morfológiai paraméter esetében negatív eredményt váltott ki, miközben az olyan fémek felvétele, mint a Cr, Mn, V, As és a Ba jelentősen fokozódott.

ÖSSZEGZÉS

Irodalmi összefoglalónkban rámutattunk arra, hogy az azbeszt és az azbesztartalmú termékek problémája mára sokkal több, mint egy hulladékgazdálkodási kérdés. Az új nemzetközi tudományos eredmények igazolták, hogy az azbesztszálak nem maradnak mozdulatlanul a talajban, a víz pedig jelentős transzportközegként funkcionál az azbesztszálak mozgásában. Ugyanakkor a víz-talaj rendszer érintettségének, szennyezettségének vizsgálatára máig nem áll rendelkezésre egységes módszertan, sem pedig nemzetközileg elfogadott, standardizált határérték. Ez egy rendkívül fontos hiányterület a mezőgazdasági vízgazdálkodás szempontjából is, hiszen az azbesztszálak hatása nemcsak az emberi és állati egészségre korlátozódik, hanem befolyásolhatja a növények biokémiai folyamatait is. Mindez ugyancsak elmondható a kontaminációt mérséklő vagy megszüntető eljárásokra és technikákra, így olyan leválasztó eszköz, amely alkalmazható lenne a települési és a mezőgazdasági vízgazdálkodásban nem elérhető. Ugyanakkor a közvetlen, tiszta azbesztszál-növény interakció ritka az azbesztszálás anyagok felületi feszültsége miatt, ami más nyomanyagokat, mátrixanyagot, nehézfémeket is megköt. Ez különösen igaz az azbesztcement termékekből származó krizotil okozta azbeszttoxicitás vizsgálatokor. Ezért a jövőbeni kutatásokban az azbesztszál-növény interakció mellett vizsgálni szükséges az azbeszt-mátrix komplexumok toxicitását is.

KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

„A KULTURÁLIS ÉS INNOVÁCIÓS MINISZTERIUM ÚNKP-23-3-I KÓDSZÁMÚ ÚJ NEMZETI KIVÁLÓSÁG PROGRAMJÁNAK A NEMZETI KUTATÁSI, FEJLESZTÉSI ÉS INNOVÁCIÓS ALAPBÓL FINANSZÍROZOTT SZAKMAI TÁMOGATÁSÁVAL KÉSZÜLT.”



IRODALOM

American Chemical Society Meeting in Philadelphia (2016): The fate of asbestos in soil: Remediation prospects and paradigms. National Conference in Philadelphia Session Toxi 25.

Avataneo, C. - Belluso, E. - Bergamini, M. - Capella, S. - De Luca, D.A. - Lasagna, M. - Turci, F. (2020): Waterborne Naturally Occurring Asbestos: a case study from Piedmont (NW Italy). EGU General Assembly 2020, Online, 4–8 May 2020, EGU2020-19615.

Avataneo, C. - Petriglieri, J. R. - Capella, S. - Tomatis, M. - Luiso, M. - Marangoni, G. - Lazzari, E. - Tinazzi, S. - Lasagna, M. - De Luca, D. A. - Bergamini, M. - Belluo, E. - Turci, F. (2022): Chrysotile asbestos migration in air from contaminated water: An experimental simulation. *Journal of Hazardous Materials*. 424:C.

- Bassani, C. – Cavalli, R. M. – Cavalcante, F. – Cuomo, V. – Palombo, A. – Pascucci, S. – Pignatti, S.* (2007): Deterioration status of asbestos-cement roofing sheets assessed by analysing hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*. 109:3. 361-378.
- Baumann, F. – Maurizot, P. – Mangeas, M. – Ambrosi, J.-P. – Douwes, J. – Robineau, B.* (2011): Pleural mesothelioma in New Caledonia: associations with environmental risk factors. *Environmental Health Perspectives*. 119:5. 695-700.
- Bergendahl, J. – Grasso, D.* (1999): Prediction of colloid detachment in a model porous media: thermodynamics. *AIChE Journal*, 45 (3) (1999), pp. 475-484.
- Bint, L. – Hunt, S. – Dangerfield, D. – Mechaelis, M.* (2017): New Zealand Guidelines for assessing and managing asbestos in soil. *Branz, Porirua*, 96. P.
- Bornemann, P. – Hildebrandt, U.* (1986): On the problem of environmental pollution by weathering products of asbestos cement. *Satub, Reinhaltung der Luft*, 11, 487-489.
- Bowes, D. R. – Langer, A. M. – Rohl, A. N. – Zussman, J.* (1977): Nature and range of mineral dusts in the environment. *Philosophical transactions of the royal society of London. Series A, Mathematical and physical sciences*, Vol. 286, No. 1336, Mineralogy: Towards the twenty-first century, 593-610.
- Bradford, S. A. – Yates, S. R. – Bettahar, M. – Simunek, J.* (2002): Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. *Water Resources Research*, 38:12.
- Buck, B.J. – Goossens, D. – Metcalf, R.V. – McLaurin, B. – Ren, M. – Freudenberger, F.* (2013): Naturally occurring asbestos: potential for human exposure. *Southern Nevada, USA. Soil Science Society of America Journal*, 77 (2013), 2192-2204.
- Burrigato, F. – Gaglianone, G. – Gerbasi, G. – Mazziotti-Tagliani, S. – Papacchini, L. – Rossini, F. – Sperduto, B.* (2010): Fibrous mineral detection in natural soil and risk mitigation. *Period, Mineral*, 79:3, 21-35.
- Buzio, S. – Pesando, G. – Zuppi, G. M.* (2000): Hydrogeological study on the presence of asbestos fibres in water of northern Italy. *Water Research*. 34:6. 1817-1822.
- Di Giulio, R. T. – Monosson, E.* (1996): *Interconnections Between Human and Ecosystem Health*. Chapman & Hall, London.
- Dola, D. B. – Mannan, M. A. – Sarker, U. – Mamun, M. A. A. – Islam, T. – Ercisli, S. – Saleem, M. H. – Ali, B. – Pop, O. L. – Marc, R. A.* (2022): Nano-iron oxide accelerates growth, yield, and quality of Glycine max seed in water deficits. *Frontiers in Plant Science*. 13. 992535.
- Emmanouil, K. – Kalliopi, A. – Dimitrios, K. – Evangelos, G.* (2009): Asbestos pollution in an inactive mine: determination of asbestos fibers in the deposit tailings and water. *Journal of Hazardous Materials*, 167. 1080-1088.
- Farooq, T. H. – Rafay, M. – Basir, H. – Shakoor, A. – Shabbir, R. – Riaz, M. U. – Ali, B. – Kumar, U. – Qureshi, K. A. – Jaremko, M.* (2022): Morphophysiological growth performance and phytoremediation capabilities of selected xerophyte grass species toward Cr and Pb stress. *Frontiers in Plant Science*. 13. 997120
- Fuller, W. H.*, (1977): *Movement of Selected Metals, Asbestos, and Cyanide in Soil: Applications to Waste Disposal Problems*. Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.

- Fügedi, L.* (1986): Tetőfedés: Cserép, pala, nád, zsindely. Műszaki Könyvkiadó, Budapest. 179-208.
- Hafeez, A. – Tipu, M. I. – Saleem, M. H. – Al-Ashkar, I. – Saneoka, H. – Sabagh, A. E. L.* (2022): Foliar Application of Moringa Leaf Extrakt (MLE) Enhanced Antioxidant System, Growth, and Biomass Related Attributes in Safflower Plants. *South African Journal of Botany*, 150, 1087-1095.
- Hofmann, A. – Liang, L.* (2007): Mobilization of Colloidal Ferrihydrite Particles in Porous Media – an Inner-Sphere Complexation Approach. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71:24, 5847-5861.
- Ingham, J. P.* (2013): Concrete products. In *Geomaterials under the microscope*. Elsevier, 121-127.
- INSERM* (1997): Effets sur la santé des principaux types d'exposition à l'amiante. Rapport, Les Éditions Inserm, Paris, 434.
- Kamp, D. W. – Weitzman, S. A.* (1999): The molecular basis of asbestos induced lung injury. *Thorax*, 54:7, 638-652.
- Larcher, W.* (1987): Stress bei Pflanzen. *Naturwissenschaften*, 74, 158-167.
- Lewis, I. R. – Chaffin, N. C. – Gunter, M. E. – Griffiths, P. R.* (1996): Vibrational Spectroscopic Studies of Asbestos and Comparison of Suitability for Remote Analysis. *Spectrochimica, Acta A*, 52:3, 315-328.
- Ma, J. – Saleem, M. H. – Ali, B. – Rasheed, R. – Ashraf, M. A. – Aziz, H. – Ercisli, S. – Riaz, S. – Elsharkawy, M. M. – Hussain, I. – Alhag, S. K. – Ahmed, A. E. – Vodnar, D. C. – Mumtaz, S. – Marc, R. A.* (2022a): Impact of foliar application of syringic acid on tomato (*Solanum lycopersicum L.*) under heavy metal stress-insights into nutrient uptake, redox homeostasis, oxidative stress, and antioxidant defense. *Frontiers in Plant Science*. 13. 950120.
- Ma, J. – Saleem, M. H. – Yasin, G. – Mumtaz, S. – Qureshi F. F. – Ali, B. – Ercisli, S. – Alhag, S. K. – Ahmed, A. E. – Vodnar, D. C. – Hussain, I. – Marc, R. A. – Chen, F.* (2022b): Individual and combinatorial effects of SNP and NaHS on morpho-physio-biochemical attributes and phytoextraction of chromium through Cr-stressed spinach (*Spinacia oleracea L.*). *Frontiers in Plant Science*. 13. 973740
- Malinconico, S. – Cappa, F. – Zamengo, L.* (2005): International and Italian regulations concerning asbestos limits in liquids. *International Conference on Asbestos Monitoring and Analytical Methods (AMAM)*.
- Malinconico, S. – Paglietti, F. – Serranti, S. – Bonifazi, G. – Lonigro I.* (2022): Asbestos in soil and water: A review of analytical techniques and methods. *Journal of Hazardous Materials*, 436, ISSN 0304-3894.
- Mohanty, S. K. – Salamatipour, A. – Willenbring, J. K.* (2021): Mobility of asbestos fibers below ground is enhanced by dissolved organic matter from soil amendments. *Journal of Hazardous Materials Letters*. 2. ISSN 2666-9110.
- Mossman, B. T. – Kamp, D. W. – Weitzman, S. A.* (1996): Mechanisms of Carcinogenesis and Clinical Features of Asbestos-Associated Cancers. *Cancer Investigation*, 5, 466-480.

- Nayak, L.* (2016): The Mineral Fibre: Asbestos - Its Manufacture, Properties, Toxic Effects and Substitutes. *Nature Environment and Pollution Technology An International Quarterly Scientific Journal*. 15:2. 477-482.
- Nieto, M. B. - García-Fernández, A. J. - Navas, I.* (2023): Asbestos. Reference Module in Biomedical Sciences, Elsevier.
- NIPHEP.* (1989): Report No. 758473013, Integrated Criteria Document Asbestos, W. Sloof and P. J. Blokzijl (Eds.) National Institute for Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Noy, E. A.* (1995): Building Surveys and Reports. Blackwell Science, Carlton, Australia.
- O'Dell, R. E. - Claassen, V. P.* (2006): Serpentine and nonserpentine *Achillea millefolium* accessions differ in serpentine substrate tolerance and response to organic and inorganic amendments. *Plant and Soil*, 279, 253-269.
- Obminski, A.* (2022): Asbestos Cement Products and Their Impact on Soil Contamination in Relation to Various Sources of Anthropogenic and Natural Asbestos Pollution. *Science of the Total Environment*, 20;848:157275.
- Pelley, A. J. - Tufenkji, N.* (2008): Effect of particle size and natural organic matter on the migration of nano- and microscale latex particles in saturated porous media. *Journal of Colloid and Interface Science*, 321:1, 74-83.
- Petriglieri, J. R. - Laporte-Magoni, C. - Salvioli-Mariani, E. - Ferrando, S. - Tomatis, M. - Fubini, B. - Turci, F.* (2021): Morphological and chemical properties of fibrous antigorite from lateritic deposit of New Caledonia in view of hazard assessment. *Science of The Total Environment*, 777.
- Pirani G.* (2017): Amianto nelle acque: inquadramento normativo e proposte operative. D. Baldi (Ed.), *Rischio amianto in Italia: da minerale pregiato a minaccia per la salute e per l'ambiente*. *Geologia dell'Ambiente*, 2017:4, 53-62.
- Ricchiuti, C. - Pereira, D. - Punturo, R. - Giorno, E. - Miriello, D. - Bloise A.* (2021): hazardous Elements in Asbestos Tremolite from the Basilicata Region, Southern Italy: A first step. *Fibers*, 9:8.
- Rosato, D. V.* (1959): Asbestos: Its Industrial Application. Reinhold Publishing Corporation, New York, NY, USA.
- Ryan, J. N. - Elimelech, M.* (1996): Colloid Mobilization and Transport in Groundwater. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 1996:107, 1-56.
- Sachanbinsky, M.* (2009): Results of research on asbestos pollution of the natural environment of Lower Silesia. Seminar: "Risk Assessment of Buildings Contaminated With Asbestos Dust and Risk Control Methods" Warsaw-ITB.
- Saleem, K. - Asghar, M. A. - Saleem, M. H. - Raza, A. - Kocsy, G. - Iqbal, N. - Ali, B. - Albeshir, M. F. - Bhat, E. A.* (2022): Chrysotile-Asbestos-Induced Damage in *Panicum virgatum* and *Phleum pretense* Species and Its Alleviation by Organic-Soil Amendment. *Sustainability*, 14:17, 10824.
- Schreier, H. - Timmenga, H.* (1986): Earthworm response to asbestos rich serpentinitic sediments. *Soil Biol. Biochem*, 1, 85-89.
- Shankar, K. - Mehendale, H. M.* (2014): Oxidative Stress. In (Wexler, P.) *Encyclopedia of Toxicology* (Third Edition), Academic Press, 735-737.

- Seymour, M. B. – Chen, G. X. – Su, C. M. – Li, Y. S.* (2013): Transport and retention of colloids in porous media: does shape really matter? *Environmental Science and Technology*, 47:15, 8391-8398.
- Shukla, A. – Barret, T. F. – Nakayama, K. I. – Nakayama, K. – Mossman, B. T. – Lounsbury, K. M.* (2006): Transcriptional up-regulation of MMPs 12 and 13 by asbestos occurs via a PKC δ -dependent pathway in murine lung. *The FASEB Journal* 20, 997–999.
- Spurny, K. R. – Marfels, H. – Boose, C. – Weiss, G. – Opiela, H. – Wulbeck, F. J.* (1989): Fiber emissions from weathered and corroded asbestos cement products. Part 2. Physical and chemical properties of the released asbestos fibres. *Zentralblatt fuer Hygiene und Umweltmedizin*. 188:3-4. 262-270.
- Suzuki, Y. – Yuen, S. R. – Ashley, R.* (2005): Short, thin asbestos fibres contribute to the development of human malignant mesothelioma: pathological evidence. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 208. 201-210.
- Tóth, E. – Weiszburg, T.* (2011): Környezeti ásványtan. Typotex Kiadó, Budapest.
- Trivedi, A. K. – Ahmad, É. – Musthapa, M. S. – Ansari, F. A. – Rahman, Q.* (2004): Environmental contamination of chrysotile asbestos and its toxic effects on growth and physiological and biochemical parameters of *Lemna gibba*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 47:3. 281-289.
- Trivedi, A. K. – Ahmad, É. – Musthapa, M. S. – Ansari, F. A.* (2007): Environmental contamination of chrysotile asbestos and its toxic effects on antioxidative system of *Lemna gibba*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 52:3. 355-362.
- Trivedi, A. K. – Ahmad, I.* (2011): Effects of Chrysotile Asbestos Contaminated Soil on Crop Plants. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 20:7. 767-776.
- Trivedi, A. K. – Ahmad, I.* (2013): Genotoxicity of chrysotile asbestos on *Allium cepa* L. meristematic root tip cells. *Current Science*. 105:6.
- Tufenkji, N. – Elimelech, M.* (2005): Breakdown of Colloid Filtration Theory: Role of the Secondary Energy Minimum and Surface Charge Heterogeneities. *Langmuir*, 21:3, 841-852.
- Turci, F. – Favero-Longo, S. E. – Gazzano, S. – Tomatis, M. – Gentile-Garofalo, L. – Bergamini, M.* (2016): Assessment of asbestos exposure during a simulated agricultural activity in the proximity of the former asbestos mine of Balangero, Italy. *Journal of Hazardous Materials*. 308. 321-327.
- U.S. Environmental Protection Agency* (2022): Reuse and revitalization in Ambler, Pennsylvania. Elérhetőség: <https://www.epa.gov/ambler/reuse-and-revitalization-ambler-pennsylvania> (Olvasva: 2023.10.05.).
- Virta, R. L.* (2006): Worldwide asbestos supply and consumption trends from 1900 through 2003. Reston, VA: US Geological Survey, Circular 1298.
- Wagner, G. R. – Lemen, R. A.* (2017): Asbestos. In (Quah, S. R.) *International Encyclopedia of Public Health (Second Edition)*, Academic Press, 176-182.
- Wei, B. – Ye, B. – Yu, J. – Jia, X. – Zhang, B. – Zhang, X. – Lu, R. – Dong, T. – Yang, L.* (2013): Concentrations of asbestos fibers and metals in drinking water caused by natural

crocidolite asbestos in the soil from a rural area. Environmental Monitoring and Assessment. 185:4. 3013-3022.