

## A települési és mezőgazdasági vízgazdálkodás azbeszt okozta kockázati tényezői a krizotil-azbeszt vonatkozásában

<sup>1\*</sup>MACHER Gergely Zoltán, <sup>1</sup>TORMA András, <sup>2</sup>BEKE Dóra

<sup>1</sup>Széchenyi István Egyetem, Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar, Alkalmazott Fenntarthatóság Tanszék, Győr, Magyarország;

<sup>2</sup>Széchenyi István Egyetem, Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar, Növénytudományi Tanszék, Mosonmagyaróvár, Magyarország

(Beérkezett: 2023.03.22.; Elfogadva: 2023.05.11.)  
(Online megjelent: 2023.05.25.)

**Szemle**

© Szerző(k) 2023



### Összefoglalás

Az azbesztszálak kimutatására szolgáló vizsgálatok középpontjában a levegőszennyezettségi értékek álltak, de a 21. században felmerült az igény a problémakör kiterjesztésére. Az elmúlt években megjelent nemzetközi tudományos szakirodalmak megcáfolták az évtizedeken át fennálló feltételezést, miszerint az azbeszt csupán a levegőterheltség révén vált ki kockázatot. Vízhatalmossági és talajminosségi kutatások által teret nyert az azbesztszálak, különösen a krizotilszálak alternatív transzportútjainak vizsgálatát célzó kutatásterület. Annak ellenére, hogy mind a települési, mind pedig a mezőgazdasági vízgazdálkodás potenciálisan érintett a krizotil-azbeszt jelenléte kapcsán, nincs nemzetközi szinten egységes és elfogadott módszer vagy küszöbérték az egyes vízforrások biztonságára vonatkozóan. A kutatások nyilvánvaló korlátja, hogy csekély mennyiségű és minőségű tudás érhető el. Az azbesztszálak megjelenése az egyes vízbázisokban jelentősen megváltoztatja mind a mezőgazdasági, mind a települési vízgazdálkodás környezeti hatásainak való kitettségéről alkotott eddigi ismereteinket. Az öntözővízzel és a gyűjtött csapadékkal kijuttatott azbesztszálak hatásainak palettája mára túlhaladta a humán- és állategészségügyi hatásokat, immár figyelmet kell fordítani a vegetációs hatásokra is. Annak érdekében, hogy nagyobb betekintést nyerjünk az azbeszttoxicitás növényekre gyakorolt hatásaiba, sokkal több tudományos eredményre van szükség.

Jelen összefoglaló tanulmányban bemutatjuk az azbeszt, különös tekintettel a krizotil azbeszt legfontosabb tulajdonságait, humán-, állat- és növényegészségügyi kockázatait. Rávilágítunk arra, hogy ismereteink rendkívül hiányosak, valamint felhívjuk a figyelmet a települési és mezőgazdasági vízgazdálkodás érintettségének egyes faktoraira, közvetlen és közvetett kockázati tényezőire, valamint arra, hogy ezek miként hatnak az élőlényekre, kiemelt tekintettel a növényekre.

**Kulcsszavak:** azbeszttoxicitás, krizotil, vízgazdálkodás, öntözés, növényfejlődés

*\*Levelező szerző:* MACHER Gergely Zoltán, Széchenyi István Egyetem, Albert Kázmér Mosonmagyaróvári Kar, Alkalmazott Fenntarthatóság Tanszék, H-9026 Győr, Egyetem tér 1.  
E-mail: macher.gergely.zoltan@sze.hu

### Bevezetés

Másfél évszázaddal ezelőtt az azbesztet úgyszólván csakis az ásványokkal foglalkozó tudós, a mineralógus ismerte. A nagyközönség és a technika embere legfeljebb annyiban, hogy a természetrajzi gyűjteményekben megcsodálta ezt az érdekes, bizonyos tulajdonságokra nézve egyedülálló ásványt (MÁRTONFY és SZTERÉNYI, 1899). Noha az azbeszt hasznosítása már az őskor óta az emberiség mindennapjainak részét képezte, voltaképpen annak nagyléptékű alkalmazása csak az ipari korszak óta terjedt el (JANELA és PEREIRA, 2016). Az azbeszt és annak problémája sokaknak egyet jelent az építőiparral és a városi környezettel. Tagadhatatlan, hogy az azbesztet széles körben használták építőanyagként már az 1970-es évek előtt is (LEONELLI et al., 2006; BLOISE et al., 2018), de mára az azbesztszennyezés egy rendkívül elterjedt környezeti probléma, amely egyaránt érinti az urbán-, az agro- és a természetes ökoszisztéma elemeit is. CASE és munkatársai (2011) is megfogalmazták azt a problémát, hogy a környezeti azbesztszennyezést mindeztáig elsősorban a levegőben tanulmányozták. Újabbnál újabb közegekben mutatják ki az azbesztszálak jelenlétét, így a kutatók figyelmét egyaránt felkeltette már mind a víz, mind pedig a talaj, mint érintett transzport közeg (LEE et al., 2008; TURCI et al., 2008; THOMPSON et al., 2011; WEI et al., 2013). Az új irányok térnyerésével figyelem hárul ma már a humánexpozíció mellett az állatokra, valamint a természetes és mezőgazdasági vegetációra gyakorolt hatások feltérképezésére is. Ugyanakkor, ahogy azt LISCO és munkatársai (2023) is megfogalmazták, a kapcsolódó tudományos irodalom nagyon ritka.

Annak ellenére, hogy Magyarországon 2005 óta tilos újonnan felhasználni, beépíteni vagy értékesíteni azbeszttermékeket, azok mind a mai napig részét képezik környezetünknek. A téma aktualitását ugyancsak jelzi az Európai Unió célkitűzése is, miszerint az EU a 2023. év végére azbesztmentessé kell, hogy váljon. Tanulmányunkban a települési és mezőgazdasági környezetben előforduló azbesztcement termékek által előálló kockázati tényezők kerülnek összefoglalásra, különös tekintettel a téma kutatásának újszerű paradigmáira. Áttekintést nyújtunk az azbeszt és az azbesztcement termékek fogalomköréről és azok települési és mezőgazdasági vízhasznosításra és vízgazdálkodásra gyakorolt hatásairól. Végül pedig ismertetjük az egyes élőlénycsoportokra gyakorolt hatások újszerű eredményeit, különös tekintettel a szántóföldi és kertgazdálkodási vízhasznosítás révén előtérbe kerülő vegetációs hatások kockázati tényezőire.

### Az azbeszt fogalma és a környezeti azbesztásványok

Azbeszt. A szó, amelynek hallatán sokan rögtön egyetlen anyagra asszociálnak (MACHER, 2020), holott az valójában egy gyűjtőfogalom, mégpedig az egyes szilikátásványok szálas megjelenésű változatainak összefoglaló elnevezése (TÓTH és WEISZBURG, 2011). LEWIS és munkatársai (1996) úgy határozták meg, hogy az azbeszt a rostos ásványok két családjára értendő általános elnevezés, melyeknek kristályos és kémiai tulajdonságai eltérőek: amfibolok (krokidolit, amozit, antofillit, aktinolit, tremolit) és szerpentin (krizotil). MALINCONICO és munkatársai (2022) írása

már részletesebben fogalmaz: az azbeszt egy általános kifejezés, amely magában foglalja a rostos hajlamú ásványi anyagokat, különösen a hidratált szilikátokat, amelyek könnyen szétválaszthatók vékony, rugalmas szálakra, ellenállnak a tapadásnak és a hőnek, azonkívül kémiaiilag szinte semlegesek. Vagyis az azbeszt egy gyűjtőfogalom, amely olyan nem specifikus rostos szilikátásványok csoportja, melyek hidrogént, kalciumot, vasat, magnéziumot, oxigént, szilíciumot és nátriumot tartalmaznak (ZHENG et al., 2019). Az egyik legrégebbi, Magyarországon megjelent szakirodalom (MÁRTONFY és SZTERÉNYI, 1899) szerint az azbeszt kovasavas magnézium, több-kevesebb víztartalommal, amelyben elég gyakran a magnézium egy részét mész helyettesíti.

A magyarországi jogszabályi rendszer azbesztre vonatkozó jogi definíciója az anyagminőség, az alaki és a morfológiai kritérium alapján sorolja be ezeket az ásványokat. Ásványtani kritérium alapján 6 ásványfaj szálak változatát sorolja az azbesztek közé, ezek a szerpentin csoportból a krizotil, míg az amfibol csoportból az aktinolit, krokidolit, antofillit, grunerit, ribeckit és tremolit.

Az azbesztásványok tulajdonságai rendkívül szerteágazóak. MÁRTONFY és SZTERÉNYI (1899) szerint nem lehet eléggé hangsúlyozni, hogy azbeszt és azbeszt között is nagy a különbség, s nem mindegyik alkalmas minden célra. Az egyik legfontosabb közös jellemzőjük, hogy ezek mindegyike egyaránt létezik kristályos és rostos, szálak szerkezeti formában is. Az ásvány kristályos formája nem jelent kockázatot mindaddig, ameddig szálak formában ki nem szabadul (TÓTH és WEISZBURG, 2011). A WHO kritériumai alapján szabályszerű azbesztszál az a részecske, amelynek hossza  $>5\ \mu\text{m}$ , szélessége  $<3\ \mu\text{m}$ , és oldalaránya (hossz : szélesség)  $>3$  (COSSETTE, 1984). Alaki besorolás alapján azok a szálak minősülnek azbesztszálnak, amelyek hossza nagyobb, mint  $5\ \mu\text{m}$ , átmérője pedig kisebb, mint  $3\ \mu\text{m}$ , ezen felül a hosszúság : átmérő aránya nagyobb kell, hogy legyen, mint 3:1 (TÓTH és WEISZBURG, 2011). A Nemzetközi Ásványtani Szövetség a 2018-ban munkacsoportot hozott létre az egészségügyi kockázatot jelentő azbesztiform ásványok nomenklatúrájának és osztályozásának tisztázására (URL1). Az ipari szektorban a leggyakrabban használt ásvány a krizotil, mivel az összes azbeszttermék és/vagy műtárgy csaknem 95%-a ezt tartalmazza (BASSANI et al., 2007). BASSANI és munkatársai (2007) megállapították azt is, hogy a krizotil-azbesztszálak hosszúak. Méretük legalább  $20\ \mu\text{m}$  és  $1000\ \mu\text{m}$ -nél nagyobb is lehet, valamint nagy szakítószilárdsággal rendelkeznek. Emellett kellően rugalmasak, makroszkopikusan szerves szálakra hasonlítanak. A szabad szemmel látható szálak nem egyedi szálacskák, hanem szálkötegek, így ezek tovább foszlathatóak (TÓTH és WEISZBURG, 2011). A krizotil kristályos szerkezete a tridimit ( $\text{SiO}_4$ ) tetraéderes rétegei és az oktaéderes brucit ( $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ) kölcsönhatása révén jön létre, ami görbületet eredményez az ásvány szerkezetében (LEMOIS et al., 2016). A krizotilt világszerte azbesztartalmú termékek előállítására bányászták és forgalmazták, jelentős mennyisége és erős műszaki jellemzői okán. A többi azbeszt jellemzően ásványi anyagok szennyezőiként fordul elő bizonyos környezeti mátrixokban (főleg kőzetekben és talajokban) (TÓTH és WEISZBURG, 2011).

### Azbesztcement termékek típusai és tulajdonságaik

Az azbesztcement egy olyan kompozit anyag, amely azbesztszálakkal erősített portlandcementből áll, főleg szerpentinből (krizotil), esetenként amfibolokból (ROSATO, 1959). A „Portland” cementmátrix az azbesztszálakat kemény masszává köti, hogy tartósabb, mechanikailag és kémiaiilag kompatibilis anyagot hozzon létre (BASSANI et al., 2007). TÓTH és WEISZBURG (2011) szerint az azbesztcement termékek előállítása cement és víz szuszpenziójából történik, amelynek az egyik legelterjedtebb módszere a meritőhengeres eljárás, amely 60–90%-ban vizet tartalmaz. Ez az eljárás a 19. század végén kezdte meg térhódítását, amikor az egykori Osztrák-Magyar Monarchia területén élő és tevékenykedő Ludwig Hatschek a papírgyártás mintájára alapozva kifejlesztette saját eszközét (IKAI et al., 2010).

Az azbesztcement az idők során szert tett a tartósság és az elpusztíthatatlanság hírnevére (NOY, 1995), mely mára erőteljesen megbukni látszik. FÜGEDI (1986) még úgy fogalmaz, hogy az azbesztcement tetőfedések kialakítása során egy olyan anyag kerül beépítésre, melynél javításra, karbantartásra egyáltalán nem is volna szükség. Tartósságuk abból a szempontból helytálló, hogy mind a mai napig részét képezik környezetünknek, azonban az időjárási folyamatok kb. 2–4 évtized után laza és rideg felületi réteget hozhatnak létre, amely lehetővé teszi a szálak kitétségét, elvesztését (NOY, 1995). BASSANI és munkatársai (2007) szerint az azbesztcement eredendően törekeny anyag, alacsony ütésállósággal bír, így az anyag még a hosszú, vékony azbesztszálak által biztosított erősítés mellett is hajlamos a repedésre és törésre, amelyet gyakran kis ütőerők, ismétlődő ciklikus terhelések vagy elromlott kötőelemek okoznak. A hullámos kialakítású azbesztcement tetőlemezek állapota az időjárási kitétségtől és a helyi éghajlattól is függ. Az azbesztcement mátrix sérülékenységét és változását igazoló egyik legfontosabb eredmény, hogy egy sérült, erodált, előregedett 1 m<sup>2</sup>-es hullámos karakterisztikájú azbesztcement lap akár 3 g azbesztet is veszít mátrixából egy év alatt (SPURNY et al., 1989; SUZUKI et al., 2005).

#### *Azbesztcement tetőfedések*

Az azbesztet építőanyagként széles körben használták már az 1970-es évek előtt is (LEONELLI et al., 2006; BLOISE et al., 2018). 1970-re mind az európai, mind a magyarországi azbesztfelhasználás mértéke tendenciózusan emelkedett egészen 1980-ig, a csúcsvégig. Ekkor a világfogyasztás hatalmas méreteket öltött, hiszen meghaladta a mintegy 4 728 619 tonnát (VIRTA, 2006; MACHER és BEDŐ, 2021). Az azbesztrostokból és cementből készült tetőfedő elemeket műpalának is szokták nevezni, de sokak számára inkább az ETERNIT név alapján beazonosítható (OSZTROLUCZKY és SEIDL, 1984). Az azbesztcement tetőfedések két nagy csoportja a kiselemes, valamint a nagyelemes (hullámlemez) tetőfedés. A kiselemes azbesztcement tetőfedés, azaz a sík azbesztcement pala elsődleges felhasználási területe a lakóházak tetőfedése volt. A nagylemezes, azaz hullámos kivitelű azbesztcement lemezek alkalmazási területe a magas, illetve hidegtetős épületek héjazata, mely általában mezőgazdasági, kereskedelmi és tárolási, valamint ipari épületeknél kedvelt fedési mód volt (SZÉKELY, 1981). A hullámlemez természetes romlási tendenciájukon túlmenően potenciálisan elszíneződhetnek, erodálódhatnak,

lepattoghatnak, pelyhesedhetnek és a biotikus növekedésre alkalmas környezetet teremthetnek (SPURNY et al., 1989).

#### *Azbesztcement nyomócsövek*

Nemzetközi szinten az azbesztcement csövek gyártásához nagyobb százalékban használtak krokidolit-azbesztet, amely kiterjedt különböző lemezek, tartályok vagy lefolyócsövek gyártására is (LISCO et al., 2023). Ez abból a szempontból sem elhanyagolható, hogy a krokidolitnak (kék azbesztnek) nagyobb a karcinogenitása, mint a többi azbeszttípusnak (HODGSON és DARNTON, 2000). A magyarországi azbesztcement csövek főbb azbesztkomponense ezzel ellentétben krizotil. A magyarországi azbesztcementcsövek alapanyaga jellemzően azbesztröst és üvegszál, kötőanyaga pedig portlandcement és víz (HORNOK és VÖLGYES, 1989). Az azbesztcement csöveket elsősorban nyomóvezetékkeként építették be és elsősorban szenny- és esővizek elvezetésére használják mind a mai napig. VÁRSZEGI (2014) szerint megközelítőleg a magyarországi csőhálózat fele, közel 29 420 km eternit anyagú, ezek kb. fele 40 évnél idősebb lehet, tehát elérte az általánosan elfogadott öregsegi határt. Ezt támasztja alá az egy kilométeres szakaszra eső meghibásodások, csőtörések számának növekedése.

### **A települési vízgazdálkodás azbeszt érintettsége**

A víz a kultúra része is, és ezen keresztül főleg a településekhez köthető (GAYER, 2004). Az azbesztcement termékek használatára ez ugyancsak igaz, hiszen mesterséges termék lévén főképp az urbán és a semi-agro ökoszisztéma részét képezi. MALINCONICO és munkatársai (2022) úgy fogalmazzák, hogy a környezeti azbeszt koncentrációk az antropogén tevékenység, a földhasználat és a természeti tényezők következtében igen eltérőek lehetnek. Példaként az azbesztcement termékek öregedését említik, amely folyamat a városi környezetben történő felszabadulás, kiporzás fő forrása. Az azbesztcement termékek a városi környezet számos pontján jelen vannak.

#### *Ivóvízhálózat*

A települési vízgazdálkodás elsődleges feladata a vízellátás. Sok országban ezt a problémát viszonylag olcsó és megbízhatónak ítélt szolgáltatásokkal alakították ki (GAYER, 2004). Számos tanulmány megfogalmazta már azt a mind a mai napig sokat vitatott konzekvenciát, miszerint az azbesztcement csővezetékek természetes előregedésének és mesterséges károsodásának köszönhetően egyaránt azbesztszálak kerülhetnek a vízbe, egyúttal így minden olyan termékbe is, amelynél vizet használnak (BILES és EMERSON, 1968; NICHOLSON et al., 1972; KAY, 1974; KUSCHNER et al., 1974; OLSON, 1974).

Európában ritkán végeznek az ivóvizekben azbeszt-ellenőrzést (PIRANI, 2017). Éppen ezért a vízminőségre vonatkozó európai jogszabályok nem tartalmazzak határ-/irányértékeket az ivóvízben lévő azbesztre vonatkozóan (MALINCONICO et al., 2005; EURÓPAI PARLAMENT ÉS TANÁCS, 2020). Az ivóvíz lenyelése miatti expozíció fő oka az azbesztcement csövek korróziója (MALINCONICO et al., 2022). Az ilyen

folyamatok visszaszorítása a szolgáltatott víz minőségének javulását is eredményezi (FARMANI et al., 2006).

Számos tanulmány foglalkozott az ivóvizek háttérszintjének vizsgálatával. A legmagasabb mért azbeszt-koncentrációs érték  $10^7$  szál  $l^{-1}$  feletti, amelyet az Egyesült Államokban mutattak ki (MILLETTE et al., 1980;1983; WEBBER és COVEY, 1991). BRANDT és munkatársai (2017) szerint egy Egyesült Királyságban végzett tanulmány megállapította, hogy egyes ivóvizek  $10^6$  szál  $l^{-1}$  koncentrációs értékkel is rendelkezhetnek. Az európai gyakorlattal szemben az Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynöksége határértéket szabott meg az ivóvíz azbeszt koncentrációjára vonatkozóan, amelyet  $7 \times 10^6$  szál  $l^{-1}$  értékben határozott meg (US-EPA, 2004) úgy, hogy a szabályozás a  $10 \mu m$ -nél hosszabb szálakra vonatkozik (US-EPA, 1994). Az azbesztszálak koncentrációs értékére jelen esetben az MFL használandó, amely 1 millió rostot/szálat jelent egy liter vízre vonatkozóan, amely megközelítőleg  $0,2 \mu g \text{ } l^{-1}$ -es azbesztkoncentrációt jelent az ivóvíz esetében (BUZIO et al., 2000).

#### *Szennyvízhálózat*

Az egészségügyi hatások okán, az azbeszt kimutatásra irányuló kutatások hangsúlyosabb irányvonalát a vízszolgáltatás jelentette, azonban ez nem jelenti azt, hogy ne lennének olyan vizsgálatok, amelyek a szennyvízben vagy a szennyvíziszapban analizálták az azbesztszálak jelenlétét. MANOS munkatársaival (1991) 39 nagyváros és 19 kisváros települési szennyvíziszapját vizsgálta. Az 51 elemzett mintából 34-ben (66,7%) mutattak ki azbesztet úgy, hogy a szennyezés nagyobb százalékban fordult elő a kisvárosokból származó iszapokban (84,2%), mint a nagyvárosiakban (56,3%). MANOS és munkatársai (1993) kiterjesztették kutatásaikat a szennyvíziszap komposztokban előforduló azbesztek kimutatására. Vizsgálataik során azt tapasztalták, hogy 10 szennyvíziszap komposzt mintából 9-ben egyértelműen tapasztalható volt az azbeszt szálak jelenléte. Azonban nem áll rendelkezésre sem a szennyvízre, sem a szennyvíziszapra vonatkozó határérték.

#### *Települési csapadékgazdálkodás*

A települési csapadékvíz-gazdálkodás fontosságának alapját az jelenti, hogy a klímaváltozás közvetlen és közvetett hatásainak következményeit az egész Kárpát-medence területére rendkívül nehéz prognosztizálni (KRISTÓF et al., 2017). Abban viszont konzekvens egyetértés van, hogy míg az intenzív csapadék események száma növekedni (BARTHOLY és PONGRÁCZ, 2007), addig a csapadék mennyisége az elmúlt évszázad átlagához képest csökkenni fog (DOMJÁN et al., 2017). Az esővíz gyűjtése az egyik legjobb elérhető módszer a fenntartható vízciklusok kialakítására a városi fejlesztésekben (PAZWASH és BOSWELL, 1997; KIM et al., 2005; LYE, 2009). LEE és munkatársai (2010) szerint a begyűjtött esővíz minősége nagymértékben függ a tető típusától és a környezeti feltételektől, azaz a helyi éghajlattól és légszennyezettség mértékétől. Arról sem szabad megfeledkezni, hogy az esővíz fizikai-kémiai reakcióba lép a tetőanyagokkal (LEE et al., 2012). ADENIYI és OLABANJI (2005) kutatásukban a különböző tetőfedések csapadékvíz minőségre gyakorolt hatását vizsgálta. Tanulmányukban megállapították, hogy a tetőn összegyűjtött esővíz enyhe

pH-növekedést és a mért vízminőségi paraméterek két-háromszoros növekedését eredményezte, melyet LYE (2009) is az időjárásnak, másrészt a felhalmozódott részecskék kimosódásának tulajdonít. ADENIYI és OLABANJI (2005) egyik fontos megállapítása az volt, hogy a régebbi tetőanyagok nagyobb részecskékimosódást eredményeztek, mint az újabb tetőanyagok, valamint a tetőfedőanyag életkorával párhuzamosan növekedést mutattak az izolált baktériumfajok is.

### **A mezőgazdasági vízgazdálkodás azbeszt érintettsége**

Mind a felszíni, mind az ivóvizekben előforduló azbesztkontamináció kimutatásával kapcsolatos kutatások már évtizedekkel ezelőtt megjelentek az egyes országokban (MALINCONICO et al., 2022). Ezek elsődleges indukálója, hogy bizonyítékok merültek fel az azbesztrostok lenyelése és a gyomorrák kialakulásának kockázata között (FORTUNATO és RUSHTON, 2015). Már 1974-ben 81 holland ivóvízellátó-rendszer érintettségét vizsgálták felül, ahol az optikailag látható 33 millió szál  $l^{-1}$  (MFL) koncentrációs értéket mértek, s a kontamináció primer eleme a krizotil volt (MONTIZAAN et al., 1989). BUZIO és munkatársai (2000) Észak-Olaszországban tanulmányozták egy korábban krizotil kitermelésére használt bánya közelében található víztestek érintettségét. Kimutatták, hogy a Pó-folyó vizsgált szakaszán 1,12 mg  $l^{-1}$  koncentrációjú, a Viù-völgyben található Stura-folyónál pedig 1,01 mg  $l^{-1}$  koncentrációjú azbeszt-kontamináció volt jellemző. Az antropogén folyamatok révén kialakuló szennyezés másik formája MOHANTY és munkatársai (2021) szerint az, ha a víz egy olyan anyagon áramlik keresztül, amely azbesztet tartalmaz, amely így a szennyezés forrásává is válik.

FULLER (1977) úgy gondolta, hogy az azbesztrostok vízen vagy talajon keresztüli környezeti expozíciója és transzportja elhanyagolhatónak tekinthető, mivel feltételezése szerint az azbesztszálak megtapadnak a talajszemcséken és kiszűrődnek a beszívargó vízből. Az ezredfordulót követően ez az állítás megkérdőjeleződött, mivel olyan azbesztszálakat találtak a földfelszín alatt több száz méterrel, amelyek nem természetes eredetű azbesztásványból származtak (BUZIO et al., 2000; EMMANOUIL et al., 2009; BUCK et al., 2013). Ezért az utóbbi pár évben felerősödtek azok az elvárások, melyek az azbesztrostok alternatív transzportfolyamatainak vizsgálatát helyezik előtérbe. Kis méretük és alacsony sűrűségük okán az egyes azbesztszálak könnyen szállíthatók a szélmozgás és a víz által, amelynek révén számos környezeti transzportfolyamat elemévé válhatnak (SCHREIER, 1989). MOHANTY és munkatársai (2021) hangsúlyozták, hogy az erodálódás, a sérülés, a rongálódás és a természetes előregedés következtében keletkező kisebb méretű azbesztszálak nagyobb potenciállal rendelkeznek a vízben való szállítódásra, megcáfolva ezzel FULLER (1977) kijelentését.

A mezőgazdasági vízgazdálkodás vízforrásainak érintettsége alapvetően két csoportba sorolható. Megkülönböztethetjük azt a kategóriát, amelynél maga a vízbázis szennyeződött, tehát a felhasználni kívánt vízmennyiség alapvetően tartalmaz azbeszt-kontaminációt, mint például a talajvíz-rétegvíz közvetett transzport útján történő szennyeződése. A második csoportba az olyan esetek sorolhatók, amelyeknél közvetlen érintkezés történik valamilyen potenciális emittálóként

funkcionáló azbesztcement termékkel, mint például az esetleges terepakadályok miatt kialakított zárt-, vagy nyomás alatti szállítás miatt zárt csővezetékben történő víztranszport, amennyiben a szerkezet anyaga azbesztcementből készült. Ugyancsak ide sorolandó az azbesztcement csövekkel kialakított öntözőberendezések alkalmazása vagy az azbesztcement tetőfedésekkel érintkezett csapadékvíz gyűjtése és felhasználása öntözési céllal. A csapadék ugyanis gyűjtőként viselkedik, vagyis az esővel és a hóval krizotilt juttat be a hidrológiai körforgásba (SCHREIER, 1989). Ezek a szálak a vizes közeg révén beszívárognak a talajba, ezzel potenciális kockázatot jelentve az amúgy is sérülékeny talajvízbázisra, közvetetten pedig a rétegvízbázisra. Ezen rostok szétterjedéséhez számos hidrogeográfiai tényező járulhat hozzá. STAROSOLSKY (1991) megállapította, hogy a talajvízbe került szennyezés lassú mozgással halad, majd évszázadokkal később ismét a felszínre kerül. SCHREIER és munkatársai (1987) szerint az azbeszttel szennyezett természetes vizeknél az időszakos áradások alkalmával akár centiméteres vastagságú, azbesztben gazdag üledékréteg rakódik le a talajra. A természetes talaj- és fluidumszennyezés eredete azbeszttartalmú alapkőzetek révén valósul meg, amelynek köszönhetően sok természetes állapotban megőrzött patak kontaminációs koncentrációértéke legalább olyan magas, mint az egykori azbesztbányászatból származó szennyvizek azbeszttartalma (SCHREIER, 1989). A talaj tehát egyszersmind termelőként (azbesztásványok), tehát hatótényezőként, másrészt nyelőként, azaz hatásviselőként is érintett. A környezeti koncentrációk az emberi tevékenységek, a földhasználat és a természeti tényezők következtében igen eltérőek lehetnek (MALINCONICO et al., 2022). SMITH és munkatársai (2007) is felhívják a figyelmet a mezőgazdaság érintettségére, hiszen annak tevékenységei révén olyan vizet használunk fel az állatok itatására vagy az öntözésre, amely azbeszt által kontaminált lehet. SACHANBIŃSKI (2009) szerint a mezőgazdasági munkák eredményeképpen a talajban lévő, vagy a talajra öntözéssel kijuttatott vízben lévő azbesztrészecskék szétesnek és a levegőbe kerülnek (BAUMANN et al., 2011; TURCI et al., 2016; PETRIGLIERI et al., 2021). Ez utóbbi terület ezért is kiemelendő, mert az öntözési szektor felelős a felszíni és talajvízforrásokból történő globális kivonás 70%-áért (SIEBERT et al., 2010; BRUINSMA, 2017). Az öntözésre felhasználandó vizet talajvízből és/vagy felszíni víztestekből nyerik ki és gyakran az előbbi biztosítja a legmegbízhatóbb és legrugalmasabb öntözési forrást (SIEBERT et al., 2010). Az öntözővíz-azbeszttartalom kapcsolatát, valamint annak tápanyagkörforgásra gyakorolt hatását még eddig nem – vagy csak lokális mértékben vizsgálták. Ismeretes, hogy az öntözés növeli a terméshozamot, ezáltal a nagyobb N-felvételt (LASSALETTA et al., 2021; FARNESELLI et al., 2015), de kevés az olyan tanulmány, amelyben azt vizsgálják, hogy a krizotil befolyásolja-e a termésmennyiség alakulását vagy a vegetáció élettani jellemzőit, beltartalmi értékeit. Hiszen a szennyezett talajvizet öntözésre felhasználva egy újfajta mezőgazdasági kockázati tényezőt indukálunk, amely egyaránt káros hatással bír a vegetációra, de magára az emberre is (TURCI et al., 2016).

Az azbesztszálak egyedi fizikai és felületi kémiai tulajdonságai befolyásolhatják a talajban való szállításukat (MOHANTY et al., 2021). A krizotil mobilitása pontosan egy olyan kockázati tényező, amely a talaj szervesanyag-tartalom fokozása érdekében tett intézkedésekkel és agrotechnikai beavatkozásokkal párhuzamosan



növekszik. POLLASTRI és munkatársai (2014) megállapították, hogy a krizotil szálai vizes közegben nettó pozitív felületi töltést mutatnak semleges pH körül. A krizotil szálok mobilitása azonban befolyásolható természetes és mesterséges módon is. Mivel a természetes talaj nettó negatív felszíni töltéssel rendelkezik, a talaj és a krizotil-szálak közötti elektrosztatikus vonzás korlátozhatja mobilitásukat a talajban (MOHANTY et al., 2021). A mobilitást növelheti többek között a pH növekedése vagy valamilyen oldott szerves anyaggal való érintkezés is (MORALES et al., 2011).

Mindezek alátámasztják, hogy a krizotil-azbeszt vízben történő transzportfolyamatainak a kutatása nagyobb hangsúlyt kell, hogy kapjon a közeljövőben. Ez azt is jelenti, hogy az integrált vízgazdálkodás szemléletét alkalmazva nemcsak a megfelelő mennyiségű és minőségű, hanem megfelelő biztonságú öntözővíz meglétére is fókuszálni kell. Ahogy azt JACQUES és PIENITZ (2022) is megfogalmazták, jobban kell ismerni az azbesztrostok sorsát, vízben való áramlásának tulajdonságait, valamint természetes koncentrációjukat a vízben és az üledékekben.

### **A krizotil-azbeszt humán-, állat- és növényélettani hatásai**

Az azbeszt emberre gyakorolt hatásaival kapcsolatos aggodalmak a XX. század elején merültek fel (DOLL, 1993). A belélegzett azbesztszálak egyértelműen számos súlyos betegség (azbesztózis, mellhártyarák, hörgőrák, mesothelioma) fő okozójaként ismertek (MCDONALD, 1972; AMAVAIS és HUNTER, 1977; MOSSMAN, 1988; MOSSMAN et al., 1990). Bár az azbeszt használatát mára számos fejlett országban betiltották, a tüdő mesothelioma előfordulása a hosszú látenciaidő miatt (pl. 30–40 év felett) még mindig növekszik (ROBINSON, 2012; TOMASSON et al., 2016). Figyelembe véve, hogy az 1980-as év volt az azbesztfelhasználás csúcséve, a humánexpozíció révén kialakuló humánegészségügyi megbetegedések lappangási időtartamának figyelembevételével a 2020-as évtől kezdődően várható az incidencia értékek számának növekedése (MACHER és BEDŐ, 2021). A krizotil a krokidolit- és az amozit-azbeszthez képest gyorsabban ürül ki a szervezetből, becsült felezési ideje hónapos nagyságrendű lehet (CHURG, 1994; MOSSMAN és CHURG, 1998; BERNSTEIN és HOSKINS, 2006; BERNSTEIN et al., 2013).

Noha sokat tudunk már a levegőben szálló azbeszt és a hasonló azbesztiform ásványok belégzése következtében kialakuló betegségekről (BAUMANN et al., 2013), a vízben úszó rostok potenciális egészségügyi kockázatairól és hidrodinamikai jellemzőiről még nem áll rendelkezésre elegendő információ (AVATANEO et al., 2022). Mindezt alátámasztja az is, hogy nemzetközi szinten egységesnek tekinthető küszöbérték az azbeszt vonatkozásában mind a mai napig csak a levegőre, mint szennyezett közegre kiterjedően áll rendelkezésre (ISO, 2014). Ugyanakkor az azbesztszálaknak, különösen a krizotil-azbesztnak nem csak az emberre gyakorolt hatásuk miatt van kutatási szempontú jelentősége. Az utóbbi évtizedben teret nyertek azok a kutatások, amelyek a krizotil vagy más azbesztek hatását vizsgálják valamilyen élőlényen, ezáltal feltárva azok városökológiai, állattartási vagy akvakultúrális összefüggéseit is.

Az emberi környezet veszélyforrásainak azonosítására, monitorozására már sok száz éve alkalmaznak különböző állatfajokat, megfigyelve azok különböző hatásokra adott reakcióit, mind viselkedésben, mind pedig a vegetatív és idegrendszeri működésben (GLICKMAN et al., 1983; VAN DER SCHALIE et al., 1999). A krizotiltartalmú azbeszttermékek települési környezetben kifejtett hatásainak feltárására számos olyan indikátorfajt vizsgáltak már, amelyek a városi ökoszisztémában is megtalálhatóak. Mindezen indikátorfajok közül kiemelt jelentőségűnek bizonyulnak a patkányok. Ennek oka az, hogy élőhelyük elsősorban a nagyvárosi, települési környezet (CERUTI et al., 2002; DOUNGCHAWEE et al., 2002). Mindemellett az alsó légutak működésében és anatómiájában is hasonlóságok mutathatók ki az emberrel (ARDIZZONE et al., 2014), amely alkalmassá teszi a fajt az azbeszt toxicitását vizsgáló inhalációs tesztekben és kísérletekben való alkalmazásra.

BRODY és munkatársai (1981) kísérletének célja a krizotil kezdeti tüdőbeli lerakódásának és későbbi transzlokációjának vizsgálata volt inhalációs vizsgálatokon keresztül. A kísérlet legfontosabb eredménye, hogy már 24 órával az expanszió után a kezdeti azbesztlerakódás helyein makrofágok halmozódtak fel, amely nagy szerepet játszhat az azbesztózis korai patogenezisében. Ugyancsak patkányokon végzett vizsgálatot OBERDÖRSTER (2002), aki a rostok és a nem szálas, rosszul oldódó részecskék toxikokinetikáját és hatásait tekintette át. Kísérletében feltárta, hogy a magas expansziós koncentráció a tüdőrészecskék túlterhelését, majd pedig tüdődaganat kialakulását eredményezte. JAURAND és munkatársai (1983) patkánytenyészetben vizsgálták a krizotil-azbeszt és a krokidolit-azbeszt hatásait. Megfigyelték, hogy az azbesztrostok észlelhetőek voltak az osztódó sejtek belsejében is. LAVAPPA és EPSTEIN (1975) szír aranyhörcsögökön (*Mesocricetus auratus*) végeztek vizsgálatokat. Kutatásuk eredménye az volt, hogy a krizotil hatására kialakuló kromoszóma-rendellenességek jelentős és dózisfüggő növekedése következett be.

Mezőgazdasági vonatkozású ZINABADINOVA és munkatársai (2018) csirkeembriókon végzett kísérlete, amely során azt vizsgálták, miként hat a korom és a krizotil-azbeszt a fejlődő szervezetekre. A vizsgálat eredményeként elmondható, hogy a tojásba juttatott korom és azbeszt, az embriók fejletlenségét és az erek kimerülését okozta a tojássárgájában. Az azbeszt lelassította az angiogenezist, továbbá kompenzációs-adaptív reakciókat eredményezett.

A vizes közegben történő hatáskifejtést alátámasztják BELANGER és munkatársai (2011) ázsiai kagylókon (*Corbicula sp.*) végzett kísérletének eredményei. A kutatócsoport a krizotil-azbeszt hatását vizsgálta a kagylók szifonozási aktivitására, héj- és szövetnövekedésére, rostfelvételére és kopoltyú ultrastruktúrájára, szaporodási és mortalitási jellemzőire. A kutatás eredményeként kimutatták, hogy a 108 rost l<sup>-1</sup> koncentrációs értéknél a kopoltyúszövet jelentős változása volt megfigyelhető. A krizotilnak kitett lárvák esetében azt tapasztalták, hogy a mortalitás jelentősen növekedett, a 104–108 rost l<sup>-1</sup> azbesztnak kitett, szaporodó felnőttek esetében kibocsátott lárvák mennyisége csökkent. A kísérlet egyik legfontosabb eredménye az volt, hogy igazolták a feltételezést, miszerint a *Corbicula* a vízi környezet krizotil-azbesztszennyezettség indikátoraként is alkalmazható.

TRIVEDI és AHMAD (2013) szerint a krizotil-azbeszt állatokra és emberekre gyakorolt genotoxikus és mutagén potenciálját már alaposan dokumentálták, de a növényekre gyakorolt hatásáról korlátozott információ áll rendelkezésre. A krizotil vízi környezetben élő növényekre gyakorolt hatásainak vizsgálatát célozta TRIVEDI és munkatársainak (2004) a *Lemna gibba* növekedésére, fiziológiai és biokémiai paraméterire fókuszáló kutatása. A *Lemna gibba* növényeket  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  krizotil-azbeszt koncentrációs tápközegben tenyésztették, majd két különböző koncentrációjú krizotil oldatnak ( $0,5$  és  $5,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) tették ki hetente két alkalommal, 28 napon keresztül. Kimutatták, hogy a krizotil-expozíció gátló hatással rendelkezik a levélszámrá, a gyökérhosszra és a biomassa mennyiségére. Hasonló változásokat tapasztaltak a klorofill-, karotinoid-, összes szabad cukor-, keményítő- és fehérjetartalomban is, viszont ezzel ellentétesen idő- és dóziszfüggő növekedés volt megfigyelhető az oxidatív stresszre reagáló paraméterekben (lipid-peroxid, celluláris hidrogén-peroxid, kataláz, szuperoxid-diszmutáz). Az eredmények tehát alátámasztották a krizotil-azbeszt *Lemna gibba*-n kiváltott oxidatív stresszt és fitotoxicitását. A kísérletet 2007-ben megismételték (TRIVEDI et al., 2007), a vizsgálatban a *Lemna gibba* növényeket négy különböző koncentrációjú ( $0,5$ ;  $1,0$ ;  $2,0$  és  $5,0 \text{ mg l}^{-1}$ ) krizotil-azbeszt oldat hatásának tették ki laboratóriumi körülmények között. A hatások értékelésekor a kísérletben a glutation és aszkorbát antioxidáns rendszerében bekövetkezett változásokat vették figyelembe az expozíciót követő 7., 14., 21. és 28. napon. Megfigyelték, hogy a krizotil-azbeszt csökkentette a teljes és redukált glutationt, növelte az oxidált glutationt, valamint a redukált/oxidált glutation arányát, mellyel párhuzamosan csökkent a redukált/oxidált aszkorbát aránya. A glutation- és aszkorbátszint változása egy természetes biomarker, amely a nem biztonságos környezetnek való kitettség következtében, elsősorban oxidatív stressz hatására változik növényi válaszreakcióként.

A vizes közegű növénykísérleteket követően TRIVEDI és AHMAD (2011) azt vizsgálták, hogy a krizotil-azbeszttel kontaminált talaj miként hat a mezőgazdasági haszonnövényekre. A tenyészedényes kísérletekhez alkalmazott különböző talajmintákat egy indiai azbesztcementgyár környékéről vették  $1$ ,  $2$  és  $5 \text{ km}$ -es távolságban, ahol a gyűjtött minták talajtulajdonságai úgy, mint a szerves szén, nitrogén, foszfor, kálium, elektromos vezetőképesség és pH hasonlóak voltak. A változó paraméter az azbesztszálak mennyisége, amely a gyártól való távolsággal fokozatosan csökkent. A kontrollt egy  $10 \text{ km}$ -es távolságból gyűjtött talajminta jelentette. A kísérletben felhasznált növények a környező mezőgazdasági ökoszisztémában általánosan termesztett élelmiszernövények magvai voltak, pl. búza, borsó és mustár (TRIVEDI és AHMAD, 2011). Kísérleteik során azt tapasztalták, hogy a magok csírázási százaléka jelentősen csökkent a krizotil-azbesztszálak fokozódó kitettségével. A krizotil toxicitása egyaránt kimutatható volt a hajtás magasságában, a gyökér hosszában, a biomasszában, a klorofill tartalomban és a kitett növények fehérjetartalmában is. TRIVEDI és AHMAD 2013-ban is haszonnövényeket vizsgált. Kísérleteikben vöröshagymákat (*Allium cepa* L.) tettek ki laboratóriumi körülmények között négyféle koncentrációjú ( $0,5$ ;  $1,0$ ;  $2,0$  és  $5,0 \text{ g l}^{-1}$ ) krizotil-azbeszt oldatnak. Eredményeik többek között a krizotil genotoxicitását igazolták az *Allium cepa* L. gyökérmerisztémákon. SALEEM és munkatársai (2022)

kísérleteik során azt vizsgálták, hogy a krizotil-azbeszt milyen hatásokat gyakorolt a vesszős köles (*Panicum virgatum*) és a mezei komócsin (*Phleum pratense*) növekedésére és tápanyagfelvételére. A tanulmány eredményei azt mutatták, hogy a krizotil toxicitása mindkét fűfajra kimutatható volt és az összes vizsgált morfológiai paraméterre negatív hatással bírt. Az olyan fémek felvétele, mint a Cr, Mn, V, As és a Ba jelentősen fokozódott mindkét fűfaj vizsgált egyedeinek gyökerében. A legtöbb növényhez hasonlóan, a fűfélék növelik a környezeti stresszel szembeni toleranciájukat azáltal, hogy antioxidánsokat termelnek a túlzott reaktív oxigénfajták (ROS) okozta toxicitás megfékezésére (DOLA et al., 2022; FAROOQ et al., 2022; MA et al., 2022a, 2022b). Vagyis a ROS eltávolítása egy antioxidatív védekező rendszer segítségével történt, amely olyan enzimekből áll, mint a peroxidáz (POD), kataláz (CAT), aszkorbát-peroxidáz (APX), glutation-peroxidáz (GPX) és nem enzimek is a részét képezik, mint a tokoferol, egyes fenol-vegyületek, az aszkorbát (AsA) és a karotinoidok (SALEEM et al., 2022). SALEEM és munkatársai (2022) kutatásának másik eredménye az volt, hogy az olyan antioxidáns enzimek mennyisége, mint a SOD, a CAT, a GPX és a POD jelentősen magas volt az azbesztterhelésnek kitett növényekben. Mindez arra utal, hogy a növények aktiválták védekező mechanizmusukat, hogy semlegesítsék a krizotil toxikus hatását.

Ugyanakkor önálló krizotilszállal csak ritkán érintkezik növény, hiszen annak felületi feszültsége okán az számos más komponenst is megköt, s mindez különösen igaz akkor, ha olyan krizotiltotoxicitást vizsgálunk, amely azbesztcement termékekből származtatható. A jövőben olyan kutatásokra is szükség lesz, amelyek együttesen vizsgálják a krizotilszál-cementanyag-komplex toxicitásának hatását a növények csírázására, a hajtások növekedésére és az oxidatív stresszmarkerek alakulására.

### Irodalom

- ADENIYI, I. F., OLABANJI, I. O., 2005. The physico-chemical and bacteriological quality of rainwater collected over different roofing materials in Ile-Ife, southwestern Nigeria. *Chemistry and Ecology*. **21**. (3) 149–166.
- AMAVAIS, R., HUNTER, W., 1977. *Public Health Risks of Exposure to Asbestos*, Pergamon Press, London.
- ARDIZZONE, M., VIZIO, C., BOZZETTA, E., PEZZOLATO, M., MEISTRO, S., DONDO, A., GIORGI, I., SEGHESSIO, A., MIRABELLI, D., CAPELA, S., VIGLIATURO, R., BELLUSO, E., 2014. The wild rat as sentinel animal in the environmental risk assessment of asbestos pollution: A pilot study. *Science of The Total Environment*. **479–480**. 31–38.
- 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**. (Part C) 127528.
- BARTHOLY, J., PONGRÁCZ, R., 2007. Regional analysis of extreme temperature and precipitation indices for the Carpathian Basin from 1946 to 2001. *Global and Planetary Change*. **57**. 83–95.

- BASSANI, C., CAVALLI, R. M., CAVALCANTE, F., CUOMO, V., PALOMBO, A., PASCUCCHI, 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., AMBROSI, J. P., CARBONE, M., 2013. Asbestos is not just asbestos: an unrecognised health hazard. *The Lancet Oncology*. **14**. (7) 576–578.
- 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.
- BELANGER, S. E., CHERRY, D. S., CAIRNS, JR., J., 2011. Uptake of Chrysotile Asbestos Fibers Alters Growth and Reproduction of Asiatic Clams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **43**. (1) 43–52.
- BERNSTEIN, D., DUNNINGAN, J., HESTERBERG, T., BROWN, R., VELASCO, J. A. L., BARRERA, R., HOSKINS, J., GIBBS, A., 2013. Health risk of chrysotile revisited. *Critical Reviews in Toxicology*. **43**. (2) 154–183.
- BERNSTEIN, D. M., HOSKINS, J. A., 2006. The health effects of chrysotile: Current perspective based upon recent data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. **45**. (3) 252–264.
- BILES, B., EMERSON, B. R., 1968. Examination of fibres in beer. *Nature*. **219**. (5149) 93–94.
- BLOISE, A., CATALANO, M., GUALTIERI, A. F., 2018. Effect of grinding on chrysotile, amosite and crocidolite and implications for thermal treatment. *Anais do III Congresso Brasileiro Ciências da Saúde*. **1**. 1–9.
- BRANDT, M. J., JOHNSON, K. M., ELPHINSTON, A. J., RATNAYAKA, D. D., 2017. Pipeline Design and Construction. In: BRANDT, M. J., JOHNSON, K. M., ELPHINSTON, A. J., RATNAYAKA, D. D., (Ed.), *Twort's Water Supply* (Seventh Edition), Butterworth-Heinemann. 693–742.
- BRODY, A. R., HILL, L. H., O'CONNOR, JR., R. W., 1981. Chrysotile asbestos inhalation in rats: deposition pattern and reaction of alveolar epithelium and pulmonary macrophages. *The American review of respiratory disease*. **123**. (6) 670–679.
- BRUINSMA, J., (Ed.), 2017. *World agriculture: Towards 2015/2030: An FAO Study*. Earthscan Publications, London. pp. 431.
- 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**. (6) 2192–2204.
- 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.
- CASE, B. W., ABRAHAM, J. L., MEEKER, G., POOLEY, F. D., PINKERTON, K. E., 2011. Applying definitions of asbestos to environmental and low-dose exposure levels and health effects, particularly malignant mesothelioma. *Journal of Toxicology and Environmental Health – Part B: Critical Reviews*. **14**. (1–4) 3–39.

- CERUTI, R., GHISLEGGI, G., FERRETTI, E., CAMMARATA, S., SONZOGNI, O., SCANZIANI, E., 2002. Wild rats as monitors of environmental lead contamination in the urban area of Milan, Italy. *Environmental Pollution*. **117**. (2) 255–259.
- CHURG, A., 1994. Deposition and clearance of chrysotile asbestos. *Annals of Work Exposures and Health*. **38**. (4) 625–633.
- COSSETTE, M., 1984. Defining Asbestos for monitoring Purposes. In: LEVADIE, B. (Ed.), *Definitions for Asbestos and Other Health-Related Silicates*, ASTM Special Technical Publication **834**. American Society for Testing and Materials, Philadelphia. pp. 5–50.
- 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.
- DOLL, R., 1993. Mortality from lung cancer in asbestos workers (Original work published 1955). *British journal of industrial medicine*. **50**. (6) 485–490.
- DOMJÁN, A., NAGY, G., RONCZYK, L., CZIGÁNY, Sz., 2017. Reakció idő számítása a hidrológiai mérőhálózat alapján Pécssett. Országos Települési Csapadékvíz-gazdálkodási Konferencia tanulmányai – kézirat változat. pp. 25–35.
- DOUNGCHAWEE, G., KHOAPRASERT, Y., KONGTIM, S., THAMAVIT, W., TAJIMA, K., MOORE, M. A., TSUDA, H., 2002. Use of wild rodents for environmental monitoring –comparison of rats in Bangkok and rural areas of Thailand. *Asian Pacific Journal of Cancer Prevention*. **3**. (4) 367–368.
- 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.
- EURÓPAI PARLAMENT ÉS TANÁCS, 2020. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance).
- FARMANI, E., WALTERS, G. A., SAVIC, D. A., 2006. Evolutionary multi-objective optimization of the design and operation of water distribution network: total cost vs. reliability vs. water quality. *Journal of Hydroinformatics*. **8**. (3) 165–179.
- FARNESELLI, M., BENINCASA, P., TOSTI, G., SIMONNE, E., GUIDUCCI, M., TEI, F., 2015. High fertigation frequency improves nitrogen uptake and crop performance in processing tomato grown with high nitrogen and water supply. *Agricultural Water Management*. **154**. 52–58.
- FAROOQ, T. H., RAFAY, M., BASIT, 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.
- FORTUNATO, L., RUSHTON, L., 2015. Stomach cancer and occupational exposure to asbestos: a meta-analysis of occupational cohort studies. *British Journal of Cancer*. **112**. 1805–1815.

- 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.
- GAYER, J., 2004. A települési csapadékvíz-elhelyezés az integrált vízgazdálkodás tükrében. Doktori értekezés. Corvinus Egyetem, Budapest.
- GLICKMAN, L. T., DOMANSKI, L. M., MAGUIRE, T. G., DUBIELZIG, R. R., CHURG, A., 1983. Mesothelioma in pet dogs associated with exposure of their owners to asbestos. *Environmental Research*. **32**. (3) 305–313.
- HODGSON, J. T., DARNTON, A., 2000. The quantitative risks of mesothelioma and lung cancer in relation to asbestos exposure. *The Annals of Occupational Hygiene*. **44**. (8) 565–601.
- HORNOK, J., VÖLGYES, I., 1989. Épületen belüli csatornahálózat azbesztcement vezetékekből. Építésügyi Tájékoztatási Központ, Budapest.
- IKAI, S., REICHERT, J. R., RODRIGUES, A. V., ZAMPIERI, V. A., 2010. Asbestos-free technology with new high toughness polypropylene (PP) fibers in air-cured Hatschek process. *Construction and Building Materials*. **24**. (2) 171–180.
- ISO, 2014. ISO 22262–2:2014 Air quality – Bulk materials – Part 2: Quantitative determination of asbestos by gravimetric and microscopical methods. International Organisation for Standardisation.
- JACQUES, O., PIENITZ, R., 2022. Assessment of asbestos fiber contamination in lake sediment cores of the Thetford Mines region, southern Quebec (Canada). *Environmental Advances*. **8**. 100232.
- JANELA, J. M. E. M., PEREIRA, P. J. S., 2016. História do amianto no mundo e em Portugal [History of asbestos in the world and in Portugal]. *Cultura, Espaço & Memória (CEM) No. 7. Cidadania Ambiental e Participação da Universidade Aberta*. pp. 193–206.
- Jaurand, M. C., Bastie-Sigeac, I., Bignon, J., Stoebner, P., 1983. Effect of chrysotile and crocidolite on the morphology and growth of rat pleural mesothelial cells. *Environ Resourches*. **30**. (2) 255–269.
- KAY, G. H., 1974. Asbestos in drinking water. *Journal of American Water Works Association*. **66**. (7) 513–515.
- KIM, L. H., KAYHANIAN, M., ZOH, K. D., STENSTROM, M. K., 2005. Modeling of highway stormwater runoff. *Science of the Total Environment*. **348**. 1–18.
- KRISTÓF, E., PONGRÁCZ, R., BARTHOLY, J., 2017. Távkapcsolati rendszerek hatása a Kárpát-medence térségére In: HUNGEO 2017: „Bányászat és környezet – harmóniában”: Magyar földtudományi szakemberek XIII. világtalálkozója: program és előadás kivonatok. pp. 75–76.
- KUSCHNER, M., ROBECK, G., ROSSUM, J. R., SCHNEIDERMAN, M. A., 1974. Does the use of asbestos-cement pipe for potable water systems constitute a health hazard? *Journal of American Water Works Association*. **66**. (7) 4–17.

- LASSALETTA, L., SANZ-COBENA, A., AGUILERA, E., QUEMADA, M., BILEN, G., BONDEAU, A., CAYUELA, M. L., CRAMER, W., EEKHOUT, J. P. C., GARNIER, J., GRIZETTI, B., INTRIGLIOLO, D. S., EAMOS, M. R., ROMERO, E., VALLEJO, A., GIMENO, B. S., 2021. Nitrogen dynamics in cropping systems under Mediterranean climate: a systemic analysis. *Environmental Research Letters*. **16**. (7) 073002.
- LAVAPPA, K. S., EPSTEIN, S. S., 1975. Cytogenetic studies on chrysotile asbestos. *Environmental Research*. **10**. 165–173.
- LEE, J. Y., BAK, G., HAN, M., 2012. Quality of roof-harvested rainwater – Comparison of different roofing materials. *Environmental Pollution*. **162**. 422–429.
- LEE, J. Y., YANG, J. S., HAN, M., CHOI, J., 2010. Comparison of the microbiological and chemical characterization of harvested rainwater and reservoir water as alternative water resources. *Science of the Total Environment*. **408**. (4) 896–905.
- LEE, R. J., STROHMEIER, B. R., BUNKER, K., VAN ORDEN, D., 2008. Naturally occurring asbestos a recurring public policy challenge. *Journal of Hazardous Materials*. **153**. 1–21.
- LEMONS, B. R. S., SOARES, É. A. R., TEIXEIRA, A. P. C., ARDISSON, J. D., FERNANDEZ-OUTON, L. E., AMORIM, C. C., LAGO, R. M., MOURA, F. C. C., 2016. Growth of carbon structures on chrysotile surface for organic contaminants removal from wastewater. *Chemosphere*. **159**. 602–609.
- LEONELLI, C., VERONESI, P., BOCCACINI, D. N., RIVASI, M. R., BARBIERI, L., ANDREOLA, F., LANCELOTTI, I., RABITTI, D., PELLACANI, G. C., 2006. Microwave thermal inertisation of asbestos containing waste and its recycling in traditional ceramics. *Journal of Hazardous Materials*. **135**. (1–3) 149–155.
- 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.
- LISCO, S., LAPIETRA, I., LAVIANO, R., MASTRONUZZI, G., FRACCHIOLLA, T., MORETTI, M., 2023. Sedimentological features of asbestos cement fragments in coastal environments (Taranto, southern Italy). *Marine Pollution Bulletin*. **187**. 114469.
- LYE, D. J., 2009. Rooftop runoff as a source of contamination: a review. *Science of the Total Environment*. **407**. (21) 5429–5434
- 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
- MACHER, G. Z., 2020. Azbeszt-egy fedél alatt a gyilkossal. *InGreen, környezetipar & környezetkultúra*. **5**. (3) 64–67.
- MACHER, G. Z., BEDŐ, A., 2021. Az azbeszt okozta mezotelióma magyarországi helyzetértékelése – 2. rész. Lépések: A fenntarthatóság felé. **26**. (3) 15–16.
- 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**. 129083.
- MANOS, C. G., PATEL-MANDLIK, K. J., LISK, D. J., 1993. Asbestos in yard or sludge composts from the same community as a function of time-of-waste-collection. *Chemosphere*. **26**. (8) 1537–1540.
- MANOS, C. G., PATEL-MANDLIK, K. J., ROSS, B. J., JENKINS, E. J., LISK, D. J., 1991. Prevalence of asbestos in sewage sludges from 51 large and small cities in the United States. *Chemosphere*. **22**. (9–10) 963–973.
- MÁRTONFY, M., SZTERÉNYI, J., 1899. Az iparban szereplő ásványok: A grafit, az azbeszt. *Iparosok Olvasótára*. **5**. (1) 3–47.
- MCDONALD, J. C., 1972. Asbestosis in chrysotile mines and mills. *Biological Effects of Asbestos*. IARC Scientific Publication. **8**. 155–159.
- MILLETTE, J. R., CLARK, P. J., PANSING, M. F., TWYMAN, J. D., 1980. Concentration and size of asbestos in water supplies. *Environmental Health Perspectives*. **34**. 13–25.
- MILLETTE, J. R., CLARK, P. J., STOBBER, J., ROSENTHAL, M., 1983. Asbestos in water supplies of the United States. *Environmental Health Perspectives*. **53**. 45–48.
- 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**. 100015.
- MONTIZAN, G. K., KNAAP, A. G., VAN DER HEIJDEN, C. A., 1989. Asbestos: toxicology and risk assessment for the general population in The Netherlands. *Food chemistry and toxicology*. **27**. 53–63.
- MORALES, V. L., ZHANG, W., GAO, B., LION, L. W., BISOGNI, J. J., McDONOUGH, JR., B. A., STEENHUIS, T. S., 2011. Impact of dissolved organic matter on colloid transport in the vadose zone: deterministic approximation of transport deposition coefficients from polymeric coating characteristics. *Water Research*. **45**. 1691–1701.
- MOSSMAN, B. T., 1988. Carcinogenic potential of asbestos and non-asbestos fibres. *Environmental Carcinogenesis Reviews*. **6**. (2) 151–195.

- MOSSMAN, B. T., CHURG, A., 1998. Mechanisms in the pathogenesis of asbestosis and silicosis. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*. **157**. (5 P1) 1666–1680.
- MOSSMAN, B. T., BIGNON, J., CORN, M., SEATON, A., GEE, J. B. L., 1990. Asbestos: scientific developments and implications for public policy. *Science*. **247**. 294–301.
- NICHOLSON, W. J., MAGGIORE, C. J., SELIKOFF, I. J., 1972. Asbestos contamination of parenteral drugs. *Science*. **177**. (4044) 171–173.
- NOY, E. A., 1995. *Building Surveys and Reports*. Blackwell Science, Carlton, Australia.
- OBERDÖRSTER, G., 2002. Toxicokinetics and effects of fibrous and nonfibrous particles. *Inhal Toxicol*. **14**. 29–56.
- OLSON, H. L., 1974. Asbestos in potable water supplies. *Journal of American Water Works Association*. **66**. (9) 515–518.
- OSZTROLUCZKY, M., SEIDL, A., 1984. Tetőfedés-tetőszigetelés. Műszaki Könyvkiadó, Budapest. pp. 48–55.
- PAZWASH, H., BOSWELL, S. T., 1997. Management of runoff conservation and reuse. In: *Proceedings of the 24th Annual Water Resource Planning and Management Conference*, ASCE, Houston, TX. pp. 784–789.
- 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**. 146185.
- PIRANI, G., 2017. Amianto nelle acque: inquadramento normativo e proposte operative. *Geologia dell'Ambiente*. **2017**. (S4) 53–62.
- POLLASTRI, S., GUALTIERI, A. F., GUALTIERI, M. L., HANUSKOVA, M., CAVALLO, A., GAUDINO, G., 2014. The zeta potential of mineral fibres. *Journal of Hazardous Materials*. **276**. 469–479.
- ROBINSON, B. M., 2012. Malignant pleural mesothelioma: an epidemiological perspective. *Annals of Cardiothoracic Surgery*. **1**. (4) 491–496.
- ROSATO, D. V., 1959. *Asbestos: Its Industrial Application*. Reinhold Publishing Corporation, New York, NY, USA.
- SACHANBIŃSKI, 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., ALBESHR, 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., 1989. Asbestos in the Aquatic Environment. *Studies in Environmental Science*. **37**. 45–67.
- SCHREIER, H., OMUETI, J., LAVKULICH, L., 1987. Weathering processes of asbestos-rich serpentinitic sediments. *Soil Science Society of America Journal*. **51**. 993–999.

- SIEBERT, S., BURKE, J., FAURES, J. M., FRENKEN, K., HOOGEVEEN, J., DÖLL, P., PORTMANN, F. T., 2010. Groundwater use for irrigation – a global inventory. *Hydrology and Earth System Sciences*. **14**. (10) 1863–1880.
- SMITH, I. M., HALL, K. J., LAVKULICH, L. M., SCHREIER, H., 2007. Trace Metal Concentrations in an Intensive Agricultural Watershed in British Columbia, Canada. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. **43**. (6) 1455–1467.
- 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.
- STAROSOLSZKY, Ö., 1991. Hydrological Aspects of Accidental Water Pollution of Water Bodies. World Meteorological Organizations, Geneva.
- 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.
- SZÉKELY, L., 1981. Tetőfedés. In.: Tetőszigetelés, tetőfedés: segédlet a szakipai munkáktervezéséhez és kivitelezéséhez I. Építésügyi Tájékoztatási Központ, Budapest. 200–219.
- THOMPSON, B. D., GUNTER, M. E., WILSON, M. A., 2011. Amphibole asbestos soil contamination in the USA: a matter of definition. *American Mineralogist*. **96**. (4) 690–693.
- TOMASSON, K., GUDMUNDSSON, G., BRIEM, H., RAFNSSON, V., 2016. Malignant mesothelioma incidence by nation-wide cancer registry: a population-based study. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*. **11**. 37.
- TÓTH, E., WEISZBURG, T., 2011. Környezeti ásványtan. Typotex Kiadó, Budapest.
- 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) 781–786.
- 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, 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.
- 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.

- TURCI, F., TOMATIS, M., MANTEGNA, S., CRAVOTTO, G., FUBINI, B., 2008. A new approach to the decontamination of asbestos-polluted waters by treatment with oxalic acid under power ultrasound. *Ultrasonics Sonochemistry*. **15**. (4) 420–427.
- US-EPA , 2004. Safe Drinking Water Act. EPA 816-F-04-030, Environmental Protection Agency, Washington.
- US-EPA, 1994. Method 100.2 Determination of Asbestos Structures over 10 µm in Length in Drinking Water. EPA/600/R-94/134, Environmental Protection Agency, Washington.
- VAN DER SCHALIE, W. H., GARDNER, JR, H. S., BANTLE, J. A., DE ROSA, C. T., FINCH, R. A., REIF, J. S., REUTER, R. H., BACKER, L. C., BURGER, J., FOLMAR, L. C., STOKES, W. S., 1999. Animals as sentinels of human health hazards of environmental chemicals. *Environmental Health Perspectives*. **107**. (4) 309–315.
- VÁRSZEGI, CS., 2014. Mit kell és mit lehet kezdeni az azbesztement anyagú ivóvíz-nyomócsövekkel? Vízmű panoráma. **2**. 10–14.
- VIRTA, R. L., 2006. Worldwide asbestos supply and consumption trends from 1900 through 2003. US Geological Survey, Circular 1298, Reston, VA.
- WEBBER, J. S., COVEY, J. R., 1991. Asbestos in Water. *Critical Reviews in Environmental Control*. **21**. (3–4) 331–371.
- 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.
- ZINABADINOVA, S., LAVRINENKO, V., KAMINSKY, R., KORSÁK, A., SOKURENKO, L., CHAIKOVSKY, Y., 2018. Effects of technogenic pollutants on chicken embryos. *Current Issues in Pharmacy and Medical Sciences*. **31**. (1) 34–36.
- ZHENG, B., ZHANG, L., LI, W., LI, H., WANG, H., ZHANG, M., SONG, X., 2019. Quantitative analysis of asbestos in drinking water and its migration in mice using fourier-transform infrared spectroscopy and inductively coupled plasma optical emission spectrometry. *Analytica Chimica Acta*. **1058**. 29–38.

*Internetes hivatkozás*

URL1: GUALTIERI, A. F., 2022. A Report of the IMA Working Group on Asbestiform Minerals. 23rd General meeting of the International Mineralogical Association, Lyon. [https://fibers.unimore.it/wp-content/uploads/2022/07/IMA2022\\_2.pdf](https://fibers.unimore.it/wp-content/uploads/2022/07/IMA2022_2.pdf) (2023.05.18.)

---

**Open Access nyilatkozat:** A cikk a Creative Commons Attribution 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0>) feltételei szerint publikált Open Access közlemény, melynek szellemében a cikk bármilyen médiumban szabadon felhasználható, megosztható és újraközölhető, feltéve, hogy az eredeti szerző és a közlés helye, illetve a CC License linkje és az esetlegesen végrehajtott módosítások feltüntetésre kerülnek. (SID\_1)

---