

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS TÉZISEI

**AZ AZBESZTCEMENT TETŐFEDÉSEK
HATÁSAINAK VIZSGÁLATA A CSAPADÉKVÍZ
KVALITATÍV PARAMÉTEREIRE ÉS
FELHASZNÁLHATÓSÁGÁRA *TRIFOLIUM
PRATENSE*, *MEDICAGO SATIVA* ÉS *SOLANUM
LYCOPERSICUM* NÖVEKEDÉSÉNEK ÉS
FEJLŐDÉSÉNEK VIZSGÁLATÁN KERESZTÜL**

KÉSZÍTETTE:

MACHER GERGELY ZOLTÁN

**MOSONMAGYARÓVÁR
2026**

**SZÉCHENYI ISTVÁN EGYETEM
ALBERT KÁZMÉR MOSONMAGYARÓVÁRI KAR
ALKALMAZOTT FENNTARTHATÓSÁG TANSZÉK**

**WITTMANN ANTAL NÖVÉNY-, ÁLLAT- ÉS ÉLELMISZER- TUDOMÁNYI
MULTIDISZCIPLINÁRIS
DOKTORI ISKOLA**

HABERLANDT GOTTLIEB NÖVÉNYTUDOMÁNYI DOKTORI PROGRAM

**DOKTORI ISKOLAVEZETŐ:
PROF. DR. VARGA LÁSZLÓ DSc
EGYETEMI TANÁR**

**PROGRAMVEZETŐ:
PROF. DR. PINKE GYULA DSc
EGYETEMI TANÁR**

**TÉMAVEZETŐ:
DR. TORMA ANDRÁS, PHD
TANSZÉKVEZETŐ EGYETEMI DOCENS**

**DR. BEKE DÓRA, PHD
EGYETEMI DOCENS**

**AZ AZBESZTCEMENT TETŐFEDÉSEK HATÁSAINAK
VIZSGÁLATA A CSAPADÉKVÍZ KVALITATÍV
PARAMÉTEREIRE ÉS FELHASZNÁLHATÓSÁGÁRA
TRIFOLIUM PRATENSE, *MEDICAGO SATIVA* ÉS *SOLANUM
LYCOPERSICUM* NÖVEKEDÉSÉNEK ÉS FEJLŐDÉSÉNEK
VIZSGÁLATÁN KERESZTÜL**

**KÉSZÍTETTE:
MACHER GERGELY ZOLTÁN**

**MOSONMAGYARÓVÁR
2026**

1. A KUTATÁS CÉLKITŰZÉSEI

Kutatási tevékenységem során integrált kutatási célrendszert határoztam meg, amely az azbesztcement (továbbiakban: AC)-termékek anyagszerkezeti vizsgálatától a vízminőségi elemzésen keresztül a növényélettani és toxikológiai értékelésig terjed.

– **C-1:** Elsődleges célom az AC-termékek krizotiltartalmának és kimutathatóságának vizsgálata volt különböző terméktípusokban. Fourier-transzformációs infravörös (továbbiakban: FT-IR) spektroszkópiával hullámos tetőfedő elemeket, sík AC-lemezeket és AC-csőveket elemeztem, összehasonlítva a környezeti expozíciónak kitett és attól elzárt mintákat. Vizsgáltam a mátrixdegradáció és a krizotil kimutathatósága közötti kapcsolatot, valamint a szerkezeti sajátosságok hatását az azbeszt detektálhatóságára és környezeti ellenálló képességére.

– **C-2:** Második célom az AC-tetőfedéssel érintkezett csapadékvíz minőségi jellemzése volt. Meghatároztam a pH, a fajlagos vezetőképesség, az összes keménység, a lebegőanyag-tartalom, a TOC, a BOI₅ és a KOI_p értékeit, továbbá a Zn-, Pb- és Hg-koncentrációkat, és ezeket normál csapadékmintákkal vettem össze. A vizsgálatok célja a cementmátrixból történő fémmobilizáció, a vízminőség-változás és az öntözési célú felhasználhatóság környezetbiztonsági értékelése volt.

– **C-3:** Harmadik célként a kontaminált víz növényélettani hatásait vizsgáltam *Trifolium pratense*, *Solanum lycopersicum* és *Medicago sativa* modellnövényeken. Elemeztem a csírázási arányt, a csírázási dinamikát, a gyökérhossz és a hajtásmagasság változásait különböző dózisok mellett, valamint lineáris regresszióval

értékeltem a dózis–válasz összefüggéseket. Ennek alapján meghatároztam az abiotikus stresszhatás mértékét és biológiai jelentőségét.

– **C-4:** Negyedik célom a környezeti és toxikológiai hatásmechanizmusok integrált értékelése volt. Vizsgáltam az azbesztszálak és a mobilizált nehézfémek lehetséges szinergista hatását, valamint az oxidatív stresszre utaló növényi válaszok és morfológiai változások összefüggéseit. Ennek célja a szennyezett öntözővíz mezőgazdasági és élelmiszerlánc-biztonsági kockázatának kvalitatív értékelése volt.

– **C-5:** Ötödik célkitűzésem a települési azbesztmentesítési és kivezetési stratégiák tudományos megalapozása volt. Ennek során értelmeztem az AC-tetőfelületekről lefolyó csapadékvíz minőségi torzulásait és a növényélettani válaszokat települési környezeti kockázati kontextusban, különös tekintettel a csapadékvíz-gyűjtésre és öntözési felhasználásra. Célom olyan szempontrendszer kialakítása volt, amely támogatja a települési azbesztkivezetési programok prioritizálását és a környezetbiztonsági döntéshozatalt.

2. ANYAG ÉS MÓDSZERTAN

Jelen disszertáció publikáció-alapú felépítésű, ezért a módszertani keretet a korábban megjelent, lektorált, Q-értékkel rendelkező közleményeimben részletezett vizsgálati eljárások integrált bemutatására építettem. Kutatásom több, egymásra épülő vizsgálati szintet foglal magában, kezdve az azbesztcement termékek anyagszerkezeti és degradációs jellemzését, a tetőfelületekkel érintkező csapadékvíz fizikai-kémiai paramétereinek elemzését, a kontaminált víz növényélettani hatásainak kísérleti vizsgálatát, valamint a települési szintű fenntarthatósági és kockázati keretrendszer rendszerszintű értékelését.

2.1 AC-minták FT-IR vizsgálata

A vizsgálatokhoz három azbesztcement (AC) terméktípust használtam: hullámos tetőlemezeket, sík lemezeket és AC-csőveket. Mindhárom kategóriában két mintacsoportot különítettem el: környezeti hatásoknak kitett, illetve védetten tárolt mintákat ($n = 5-5$). Az expozíciónak kitett minták Győr különböző helyszíneiről származó, használatból vagy bontásból gyűjtött, jellemzően 30–40 éves termékek voltak, míg a szeparált minták ugyanezen térségből, fel nem használt, raktározott elemekből származtak. A mintákat a vizsgálatokig hermetikusan zárt körülmények között tároltam. A környezeti hatások vizsgálata összehasonlító jellegű volt, mesterséges stresszalkalmazás nélkül, abból a feltételezésből kiindulva, hogy a használatban lévő mintákat az öregedés, a fizikai károsodás, a napsugárzás és a csapadék együttesen befolyásolta. A minták előkészítése során desztillált vízzel és izopropil-alkohollal tisztítottam a felületet, majd egységes méretre

vágás után többkomponensű epoxigyantába ágyaztam őket. Az előre kialakított formákból 30×5 mm méretű korongokat készítettem, ezeket csiszolással megfelelő felületi minőségűre alakítottam, majd műszerasztalon rögzítettem. A mérésekhez PerkinElmer Spectrum 400 (PerkinElmer, MA, USA) infravörös spektrométert alkalmaztam; a vizsgálatokat 0,3 mm átmérőjű gyémántkristállyal, megfelelő kontaktus biztosítása mellett végeztem. A mérési pontok pásztázásával abszorpciós térképek készültek, a kapott spektrumokat spektrális könyvtárhoz rendeltem az összetevők azonosítása érdekében. Az azbesztfajták az $1200\text{--}900\text{ cm}^{-1}$ és $600\text{--}300\text{ cm}^{-1}$ hullámszám-tartományban mutatnak jellegzetes abszorpciót, a krizotil pedig az amfibol típusú azbesztektől a 3693 és 3648 cm^{-1} -nél megjelenő kettős hidroxilcsoport-sávok alapján volt elkülöníthető. Valamennyi mintán ismételt FT-IR méréseket végeztem, a krizotil-spektrumokhoz való illeszkedés sikerességét rögzítettem, majd a tíz legjobb spektrális egyezés alapján statisztikai értékelést végeztem. A mérések nedvességre és szén-dioxidra való érzékenysége miatt minden vizsgálat előtt háttér-spektrumot rögzítettem a környezeti interferenciák kiszűrésére.

2.2 Csapadékvíz-mintavétel, szimulációs kísérletek és vízanalitikai vizsgálatok

A vizsgálat vegyes módszertani megközelítést alkalmazott, amely terepi mintavételt és laboratóriumi analitikai vizsgálatokat egyaránt magában foglalt, lehetővé téve a valós környezeti expozíciós helyzetek és a kontrollált laboratóriumi körülmények összehasonlítását. A kutatás középpontjában hullámos karakterisztikájú azbesztcement (AC)

tetőfedő lemez állt, amelyet az 1980-as években széles körben alkalmaztak, és amely jellemzően 8–10 tömegszázalék krizotilt, valamint cement- és egyéb kötőanyagokat tartalmaz. A csapadékmintákat Győr területén 20 mintavételi ponton gyűjtöttem: 10 esetben közvetlenül az AC-tetőfelületről lefolyó vízből, 10 esetben pedig tetőfelületi érintkezés nélküli, kontaminációmentes csapadékból. Ez a kettős mintavételi stratégia lehetővé tette a tetőfelületi hatás elkülönítését a légköri háttérterheléstől. A mintagyűjtés 10 literes üvegedényekben történt, a mintavételi időpontokat az aktuális meteorológiai viszonyok és az azt megelőző levegőminőségi mutatók figyelembevételével választottam meg. A minták gyűjtése során kizártam minden olyan anyaggal való érintkezést, amely befolyásolhatta volna a víz kémiai összetételét. A vizsgált tetőlemezek eltérő korúak és erodáltságúak voltak, részletes ásványtani és felületkarakterizálás azonban nem történt; állapotukat vizuális dokumentáció alapján értékeltem. A terepi adatgyűjtés során rögzítettem a csapadék intenzitását és időtartamát is; az átlagos intenzitás megközelítőleg 10 mm/5 perc, a tipikus eseménytartam 15–20 perc volt. Minden csapadékeseményből kizárólag az első 5 liternyi lefolyó vizet gyűjtöttem be, a kezdeti lemosódási fázis nagyobb szennyezőanyag-terhelése miatt. A természetes mintavétellel párhuzamosan desztillált vizes szimulációs kísérleteket is végeztem: 1 liter desztillált vizet vezettem át 300 másodperc alatt egy erodált AC-lemezen, hogy kontrollált körülmények között vizsgáljam az anyaggal való közvetlen érintkezésből eredő kioldódási folyamatokat. A desztillált víz alkalmazása lehetővé tette a háttérionok hatásának minimalizálását és az anyagspecifikus változások elkülönítését. A

begyűjtött természetes és szimulált mintákat laboratóriumi vízanalitikai vizsgálatnak vetettem alá. Meghatároztam a pH-t, a fajlagos elektromos vezetőképességet, a lebegőanyag-tartalmat, az összes keménységet, a teljes szerves széntartalmat (TOC), valamint a kémiai és biokémiai oxigénigényt (KOI_p, BOI₅), továbbá vizsgáltam a higany-, ólom- és cinkkoncentrációkat. A mérések a vonatkozó MSZ és EN szabványok szerint történtek, biztosítva az eredmények összehasonlíthatóságát és megbízhatóságát.

2.3 Növényélettani vizsgálatok

A növényélettani vizsgálatok során három növényfaj három-három fajtáját elemeztem: *Trifolium pratense* (Salino, Rozeta, Altaswede), *Medicago sativa* (Emiliana, Gea, Algonquin) és *Solanum lycopersicum* (Manó, Kecskeméti 549, Mobil). A vetőmagokat hazai forgalmazóktól szereztem be. A kísérlet célja annak vizsgálata volt, hogy az azbesztcementtel szennyezett víz milyen dózisfüggő hatást gyakorol a csírázásra és a korai növényi fejlődésre kontrollált laboratóriumi körülmények között. A magokat 2,0%-os NaOCl-oldattal 2 percig felületsterilizáltam, majd háromszor steril desztillált vízzel öblítettem. Ezt követően 10-10 magot helyeztem steril Petri-csészékbe, nedvesített vattakorongra; minden kezelési szinthez öt ismétlést alkalmaztam, így egy növényfaj esetében összesen 350 vizsgálati egységet elemeztem. A csíráztatást 22 ± 1 °C-on, digitálisan szabályozott hőmérsékleten és szabályozott szellőzés mellett végeztem. A teljes spektrumú LED-megvilágítás a kelést követő korai növénynevelési szakasz kontrollált fényviszonyait biztosította. A kezelőoldatok előállításához Magyarországon elterjedt, 8,0–10,0%

krizotilt és 90,0–92,0% cementet tartalmazó azbesztcement termékeket mechanikusan finom porrá őröltem, majd az így nyert anyagot 1,00; 2,00; 5,00; 10,0; 25,0 és 50,0 mg/l koncentrációban kétszeresen desztillált vízben szuszpendáltam. A szuszpenziókat 24 órán át szobahőmérsékleten inkubáltam, ezt követően 0,45 µm pórusméretű szűrőn szűrtem, majd az oldatokat steril üvegedényekben, sötétben, 4 °C-on tároltam a felhasználásig. Kontrollként kétszeresen desztillált vizet alkalmaztam. A kísérlet során folyamatosan rögzítettem a csírázási arányt és a csírázási időt, továbbá mértem a gyökérhosszt. A hajtásmagasságot a 31. napon, korai vegetatív növekedési paraméterként határoztam meg. A mérésekhez Burg-Wächter Precise PS-72150 digitális tolómérőt használtam. Az eredményeket átlag ± standard hiba formájában közöltem, a kezelések közötti különbségeket pedig egyutas varianciaanalízissel (ANOVA), 0,05-ös szignifikanciaszint mellett értékeltem.

2.4 Regionális azbesztérintettség és keret az azbesztmentes városi átmenethez

Az azbesztmentes urbán/semi-urbán környezetre való átmenet összetett, többdimenziós folyamat, amelyet a szabályozási keretek, a technológiai innovációk, az érintetti részvétel és a társadalmi-gazdasági feltételek egyaránt alakítanak. Ennek értelmezésére a többszintű perspektíva (MLP) keretét alkalmaztam, amely lehetővé teszi a niche-innovációk, a rezsimstruktúrák és a makrokörnyezeti tényezők közötti kölcsönhatások vizsgálatát. A modellben a niche-szintet az azbesztmentes és fenntartható városfejlesztést szolgáló szociotechnikai innovációk, a rezsimszintet a szabályozási, gazdasági és társadalmi

struktúrák, míg a makroszintet a globális fenntarthatósági trendek, a klímapolitika és a közegészségügyi prioritások reprezentálták. Az azbesztmentes átmenet nem értelmezhető kizárólag technológiai vagy szakpolitikai kérdésként, hanem a történeti beágyazottság, az intézményi merevség és a strukturális kölcsönhatások együttes figyelembevételét igényli. A regionális eltérések vizsgálata különösen fontos, mivel az ipari örökség, az épületállomány kora, az infrastruktúra jellege és az intézményi kapacitások térségenként eltérő azbesztérintettséget és alkalmazkodási potenciált eredményezhetnek. Ennek empirikus megragadására taxonómiai indexképzési módszert alkalmaztam a magyarországi NUTS (Nomenclature of Territorial Units for Statistics)-2 régiókra. A NUTS-2 az Európai Unió statisztikai célú területi egységeinek második területi szintjét jelöli. Az indikátorrendszer alapját a Mesothelioma malignum incidenciaértékei adták a Nemzeti Rákregiszter alapján; a vizsgált időszak 2005–2020 volt, az elemzés 2005, 2010, 2015 és 2020 évekre terjedt ki. Az eltérő mértékegységű adatokat standardizáltam, majd a maximális standardizált értékekből referenciaértéket képeztem. Az egyes régiók ettől való eltérését Euklideszi távolsággal mértem, ezt követően pedig egy 0 és 1 közötti dimenziómentes integrált indexet számítottam, ahol a magasabb érték nagyobb relatív azbesztérintettséget jelzett.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Disszertációm jelen fejezetében a kutatás empirikus eredményeit mutatom be és értelmezem a korábban ismertetett elméleti keret és módszertani megközelítés tükrében. Az eredmények több vizsgálati szinten kerülnek bemutatásra: az anyagszerkezeti és degradációs elemzések, a vízminőségi paraméterek változásai, a növényélettani reakciók, valamint a regionális azbesztérintettség index számításának eredményei egymásra épülő logikai struktúrában kerülnek értékelésre. A fejezet célja nem csupán az adatok leíró ismertetése, hanem azok oksági és rendszerszintű értelmezése, különös tekintettel az azbesztmentes városi átmenet feltételrendszerére és a fenntarthatósági implikációkra. Az eredmények értékelése során hangsúlyt helyezek a dózis–hatás összefüggésekre, a területi különbségek jelentőségére, valamint a szakpolitikai és környezetbiztonsági következtetések levonására.

3.1 Az azbesztrostok környezeti mobilitásának vizsgálata a talaj-víz rendszerben

Az áttekintő kutatásomban az azbesztrostok környezeti viselkedését vizsgáltam a víz-talaj kontinuum mentén, különös tekintettel a mobilitási mechanizmusokra és az expozíciós útvonalak komplexitására. Elemzésem célja az volt, hogy rendszerszintű keretben értelmezsem az azbeszt környezeti transzportfolyamatait, és rámutassak azokra a tudományos hiányterületekre, amelyek a hagyományosan légúti expozícióra fókuszáló megközelítésekben adódnak. Eredményeim alapján megállapítottam, hogy az azbeszt környezeti kockázata nem korlátozható a levegőben történő terjedés

vizsgálatára. A vízi és talajközegben zajló folyamatok jelentős mértékben befolyásolják a rostok mobilitását, elérhetőségét és potenciális ökotoxikológiai hatásait. Az azbesztrostok fizikai-kémiai tulajdonságai – különösen a rostgeometria, felületi töltés és ásványtani összetétel – meghatározó szerepet játszanak a talaj–víz rendszerben történő mozgásukban.

Elemzésem során rámutattam arra, hogy a víz pH-ja, ionösszetétele és kolloidális frakciója jelentősen befolyásolja az azbesztrostok diszperzióját és aggregációját. A talajkolloidokhoz való kötődés, valamint az oldott szerves anyagokkal való kölcsönhatás módosíthatja a rostok transzportját, ezáltal befolyásolva a felszíni és felszín alatti vizekbe történő bejutás lehetőségét. Megállapítottam, hogy a talaj nem csupán passzív közeg, hanem aktív geokémiai rendszerként működik, amely képes mind mobilizálni, mind immobilizálni az azbesztrostokat. Külön hangsúlyt fektettem az azbesztcement termékek környezeti degradációjának vizsgálatára. Megállapítottam, hogy az elöregedett, málló azbesztcement szerkezetek potenciális diffúz forrásként viselkednek, amelyekből a rostok fokozatosan a talaj–víz rendszerbe juthatnak. Ez a folyamat különösen releváns a csapadékvíz-lefolyás és a felszíni beszivárgás esetében, ahol a fizikai erózió és kémiai oldódási mechanizmusok együttesen járulnak hozzá a környezeti terheléshez. Elemzésem egyik fontos megállapítása, hogy az azbeszt környezeti transzportja nem lineáris folyamat, hanem komplex, többtényezős rendszer eredménye. A talaj–víz interakciók, a hidrológiai viszonyok és az anyag degradációs állapota együttesen határozzák meg az expozíciós pályákat. Rámutattam arra is, hogy a jelenlegi szakirodalomban jelentős hiány mutatkozik a növényi és

mikrobiális kölcsönhatások vizsgálatában, ami korlátozza az ökoszisztéma-szintű kockázatbecslések megbízhatóságát. Az azbeszt környezeti viselkedésének értelmezése csak integrált, holisztikus megközelítésben lehetséges. A levegő, a talaj és a víz közötti kölcsönhatások figyelembevétele nélkül az expozíciós modellek hiányosak maradnak. Eredményeim megerősítik, hogy a környezeti mobilitás vizsgálata kulcsfontosságú az azbeszt hosszú távú ökotoxikológiai és közegészségügyi kockázatainak pontosabb meghatározásához, és tudományos alapot teremtenek a komplex környezeti kockázatértékelési modellek továbbfejlesztéséhez.

3.2 Krizotil-azbeszt kimutatása AC-mintákból

3.2.1 Krizotil-azbeszt kimutatása hullámos azbesztcement lemezekből

A környezeti hatásoknak kitett hullámos azbesztcement lemezminták esetében az átlagos krizotil-azonosítási arány 0,747193 (1) volt. A legmagasabb spektrális egyezés (0,810265 (1)) az AC-S-E-5 minta negyedik mérési pontján jelentkezett, míg a legalacsonyabb detektálási értéket (0,689985 (1)) az AC-S-E-4 minta hatodik mérési pontján rögzítettem. A minták közül a legmagasabb átlagos krizotil-detektálási értéket (0,754616 (1)) az AC-S-E-2 minta mutatta, míg a legalacsonyabbat (0,742706 (1)) az AC-S-E-4 esetében tapasztaltam. A környezeti hatásoktól elzárt (szeparált) minták esetében az átlagos krizotil-azonosítási arány 0,645437 (1) volt. A legmagasabb egyezést (0,701221 (1)) az AC-S-S-4 minta negyedik mérési pontján, míg a legalacsonyabb értéket (0,569845 (1)) az AC-S-S-5 minta nyolcadik mérési pontján mértem. A szeparált minták közül a legmagasabb

átlagos érték (0,678396 (1)) az AC-S-S-1 mintánál, a legalacsonyabb (0,605309 (1)) az AC-S-S-5 mintánál jelentkezett. A teljes mintasorozat összehasonlítási aránya 115,8% volt. Az exponált minták átlagtól való átlagos eltérése 0,00634 (1), míg a szeparált minták esetében 0,00429 (1) értéket mutatott. A hullámos azbesztcement minták esetében jól látható különbség mutatkozott a krizotil spektrális illeszkedésében: a környezeti hatásoknak kitett (E) minták magasabb, megközelítőleg 0,75 (1) körüli átlagértéket mutattak, míg a szeparált (S) minták nagyobb variabilitást és körülbelül 0,65 (1) körüli középértéket jeleztek. Mivel a vizsgált minták azbesztcement-mátrixon alapulnak, a spektrumokban 1400 cm^{-1} környezetében széles csúcs jelent meg. Ez a cementkeverékben jelen lévő kalcium-szilikát-hidrát, kalcium-szulfát és kalcium-karbonát C–O kötéseinek nyúlási rezgéseivel magyarázható. Két jellegzetes spektrális tartomány különíthető el: az O–H nyúlási rezgések a $3700\text{--}3500\text{ cm}^{-1}$ tartományban, míg a rácsrezgések a $1200\text{--}500\text{ cm}^{-1}$ tartományban jelennek meg.

3.2.2 Krizotil-azbeszt kimutatása sík azbesztcement lemezekből

A környezeti hatásoknak kitett sík azbesztcement minták átlagos krizotil-azonosítási aránya 0,753552 (1) volt. A legmagasabb egyezést (0,820001 (1)) az AC-F-E-3 minta tizedik mérési pontján, míg a legalacsonyabb értéket (0,694962 (1)) az AC-F-E-1 minta második mérési pontján mértem. A legmagasabb átlagos detektálási értéket (0,773262 (1)) az AC-F-E-4 minta, a legalacsonyabbat (0,723031 (1)) az AC-F-E-1 minta mutatta. A szeparált minták átlagos krizotil-azonosítási aránya 0,632309 (1) volt. A legmagasabb egyezést (0,698857 (1)) az AC-F-S-4 minta ötödik mérési pontján, a

legalacsonyabb értéket (0,548113 (1)) az AC-F-S-1 minta negyedik mérési pontján mértem. A legmagasabb átlagos értéket (0,660611 (1)) az AC-F-S-4, míg a legalacsonyabbat (0,602867 (1)) az AC-F-S-1 minta mutatta. A teljes mintasorozat összehasonlítási aránya 119,2% volt. Az exponált minták átlagtól való átlagos eltérése 0,00540 (1), míg a szeparált minták esetében 0,00801 (1) volt. A környezeti hatásoknak kitett sík lemezminták esetében a krizotil spektrális illeszkedése kifejezettebb volt, a krizotil könnyebben azonosíthatónak és nagyobb egyezési arányúnak bizonyult. A szeparált minták nagyobb variabilitást mutattak, 0,65 (1) alatti középértékkel. A krizotil jellegzetes csúcsai a $3700\text{--}3500\text{ cm}^{-1}$ és $1200\text{--}500\text{ cm}^{-1}$ tartományban jelentkeztek. A hullámos lemezekhez hasonlóan 1400 cm^{-1} környezetében itt is széles csúcs volt megfigyelhető az azbesztcement-mátrix jelenléte miatt.

3.2.3 Krizotil-azbeszt kimutatása azbesztcement csövekből

A környezeti hatásoknak kitett azbesztcement csőminták átlagos krizotil-azonosítási aránya 0,800607 (1) volt. A legmagasabb egyezést (0,888831 (1)) az AC-P-E-4 minta ötödik mérési pontján, míg a legalacsonyabb értéket (0,742121 (1)) az AC-P-E-2 minta nyolcadik mérési pontján mértem. A legmagasabb átlagos értéket (0,811325 (1)) az AC-P-E-3, a legalacsonyabbat (0,793972 (1)) az AC-P-E-4 minta mutatta. A szeparált minták esetében az átlagos krizotil-azonosítási arány 0,794369 (1) volt. A legmagasabb egyezést (0,865548 (1)) az AC-P-S-2 minta hetedik mérési pontján, a legalacsonyabb értéket (0,724580 (1)) az AC-P-S-3 minta kilencedik mérési pontján mértem. A legmagasabb átlagos értéket (0,808812 (1)) az AC-P-S-2, míg a legalacsonyabbat (0,775610 (1)) az AC-P-S-4 minta mutatta. A teljes

mintasorozat összehasonlítási aránya 100,8% volt. Az exponált minták átlagtól való átlagos eltérése 0,00617 (1), míg a szeparált minták esetében 0,00438 (1) volt. A környezeti hatásoknak kitett csőminták esetében a spektrális illeszkedés nagyobb egyöntetűséget mutatott, a krizotil könnyebben detektálható és konzisztensebb volt. Az exponált minták trendje 0,80 (1), míg a szeparált mintáké 0,79 (1) körül alakult. A krizotil jellegzetes csúcsai itt is a $3700\text{--}3500\text{ cm}^{-1}$ és $1200\text{--}500\text{ cm}^{-1}$ tartományban jelentek meg. A 1400 cm^{-1} körüli széles csúcs az azbesztcement-mátrix jelenlétére utal.

3.3 Vízanalitikai vizsgálatok eredményei

3.3.1 Az azbesztcementtel érintkezett és normál csapadékvíz vízminőségi jellemzői

A vizsgálat jelentős különbségeket tárt fel a normál csapadékvíz és az azbesztcement (AC) tetőfelülettel érintkezett csapadékvíz vízminőségi paramétereit között. Az AC felületekről gyűjtött víz pH-értéke szignifikánsan magasabb volt, átlagosan $7,09 \pm 0,162$, szemben a normál csapadékvíz $5,73 \pm 0,265$ értékével, ami 23,8%-os növekedést jelent. Ez arra utal, hogy a tetőfedő anyag lúgosító hatással rendelkezik, amely valószínűsíthetően kalciumtartalmú vegyületek kioldódásával magyarázható. A megváltozott pH-érték befolyásolhatja más szennyezőanyagok oldhatóságát és mobilitását. Hasonló tendencia volt megfigyelhető az elektromos vezetőképesség esetében, amely az összes oldott ion koncentrációját jelzi. Az AC-vel érintkezett minták átlagos vezetőképessége $49,8 \pm 6,00\text{ }\mu\text{S/cm}$ volt, míg a normál csapadékvíz esetében $31,4 \pm 8,88\text{ }\mu\text{S/cm}$ értéket mértem. Ez arra utal, hogy a

tetőfedő anyag további oldott ionokat juttat a vízbe, feltehetően ásványi komponensek és egyéb anyagok kioldódása révén.

Az összes lebegőanyag-tartalom (TSS) vizsgálata csekély növekedést mutatott az AC tetőkről származó mintákban: az átlagos érték $6,40 \pm 1,51$ mg/L volt, szemben a normál csapadék $6,00 \pm 0,94$ mg/L értékével. A 6,67%-os emelkedés arra utal, hogy a tetőfedő anyag nem járul hozzá jelentős mértékben a részecsketerheléshez. Ugyanakkor még egy kisebb TSS-növekedés is hatással lehet a vízminőségre, mivel a lebegőanyagok más szennyezőket – például nehézfémeket – is szállíthatnak. A vízkeménység esetében kifejezetten jelentős, 92,6%-os növekedést mértem az AC felületekről származó mintákban a normál csapadékhoz viszonyítva. Az AC minták átlagos keménysége $32,4 \pm 9,75$ CaO mg/L volt, míg a normál csapadék esetében $16,8 \pm 5,35$ CaO mg/L értéket mértem. A keménység ilyen mértékű emelkedése valószínűleg a cementmátrixból kioldódó kalcium- és magnéziumvegyületeknek tulajdonítható. A megnövekedett vízkeménység vízkőképződéshez vezethet a csőhálózatban, valamint csökkentheti a tisztítószeres hatékonyságát. A teljes szerves széntartalom (TOC) és az oxigénigény-paraméterek elemzése további információt nyújtott az AC tetőfedés vízminőségre gyakorolt hatásáról. A TOC-értékek 40,9%-os növekedést mutattak az AC felülettel érintkezett mintákban, amelyek átlagosan $5,10 \pm 1,08$ mg/L értéket értek el, szemben a normál csapadék $3,62 \pm 0,57$ mg/L értékével. Ez a jelentős növekedés arra utal, hogy az AC-vel érintkezett vízben több szerves anyag található, amely a tetőfelületen felhalmozódott szerves részecskék bemosódásából vagy szerves komponensek kioldódásából eredhet. A magasabb TOC-szint gyakran

fokozott mikrobiális aktivitással társul, ami különösen tárolás vagy elosztás esetén befolyásolhatja a víz minőségét. A biokémiai oxigénigény (BOI₅) értékek enyhe, 4,92%-os növekedést mutattak az AC-vel érintkezett mintákban. Az AC minták átlagos BOI₅ értéke $4,05 \pm 0,88$ mg/L volt, míg a normál csapadék esetében $3,86 \pm 0,25$ mg/L értéket mértem. Bár a növekedés mérsékelt, arra utal, hogy az AC-vel érintkezett vízben jelen lévő szerves anyag biológiailag könnyebben hozzáférhető lehet, illetve a mikrobiális terhelés enyhén magasabb lehet, ami befolyásolhatja a víz öntözési vagy ivóvíz-célú felhasználhatóságát. A legkifejezettebb változás a kémiai oxigénigény (KOI_p) esetében volt megfigyelhető, ahol az AC tetővel érintkezett minták KOI_p-értékei jelentősen meghaladták a normál csapadék mintáét. Ez a növekedés nagyobb mennyiségű oxidálható szerves és szervetlen anyag jelenlétére utal, amelyek valószínűleg a tetőfedő anyagból vagy a felületen lerakódott szennyezőkből származnak. A magas KOI_p-érték potenciális szennyezettséget jelez, és megfelelő kezelés hiányában kedvezőtlen hatást gyakorolhat a befogadó vízi ökoszisztémákra.

3.3.2 Az azbesztcementtel érintkezett és normál csapadékvíz nehézfém-szennyezettsége

A csapadékvíz fémkoncentrációinak elemzése jelentős különbségeket mutatott a normál minták és az azbesztcement (AC) tetőfelülettel érintkezett minták között. A cink (Zn), az ólom (Pb) és a higany (Hg) koncentrációja számottevően megnövekedett az AC-vel érintkezett mintákban, ami arra utal, hogy a tetőfedő anyag ezen nehézfémek potenciális forrásaként működik. A normál

csapadékvízben a teljes cinkkoncentráció igen alacsony volt, átlagosan $0,0024 \pm 0,0005$ mg/L, amely közel esett a kimutatási határértékhez. Ez arra utal, hogy fémfelületekkel való érintkezés nélkül a csapadékvíz cinktartalma minimális, elsősorban légköri eredetű szennyezésből származik. Ezzel szemben az AC tetőfelülettel érintkezett csapadékvízben a cink koncentrációja drasztikusan, $0,155 \pm 0,012$ mg/L értékre emelkedett. Ez a jelentős növekedés valószínűsíthetően az azbesztcement anyagában jelen lévő cinkből ered, amely származhat a gyártási folyamatból, illetve a tetőfelületen felhalmozódott légköri szennyeződésekben. A cink koncentrációjának növekedése azt mutatja, hogy az AC-tetőfedés érdemben módosíthatja a gyűjtött csapadékvíz cinktartalmát. A mért $0,155$ mg/L koncentráció azonban öntözési célú felhasználás esetén önmagában nem feltétlenül kedvezőtlen, mivel a cink esszenciális mikroelem, és ebben a koncentrációtartományban a növények számára kedvező hatású is lehet.

Az elemzés kimutatta, hogy az AC tetőfelület jelentősen növelte az ólom és a higany koncentrációját is a gyűjtött csapadékvízben. Az ólom koncentrációja 127,3%-kal emelkedett: a normál mintákban mért $0,00133 \pm 0,0004$ mg/L értékről $0,003 \pm 0,002$ mg/L-re nőtt az AC-vel érintkezett minták esetében. Az ólom kifejezetten toxikus fém, különösen gyermekek esetében, és jelenléte a vízben szigorúan szabályozott. A megemelkedett ólomszint arra utal, hogy az azbesztcement anyag tartalmazhat ólmot – akár gyártási szennyeződésként, akár környezeti lerakódás következtében. Ez különösen indokoltá teszi az ilyen felületekről gyűjtött csapadékvíz rendszeres monitorozását, különösen háztartási felhasználás esetén. Hasonló tendencia volt megfigyelhető a higany esetében is: az AC-vel

érintkezett mintákban a koncentráció 75,4%-kal növekedett, a normál csapadékvíz $0,0011 \pm 0,0003$ mg/L értékéről $0,002 \pm 0,0004$ mg/L-re. Bár az abszolút koncentrációk alacsonyok, a relatív növekedés jelentős, ami felveti a hosszú távú expozíció és bioakkumuláció lehetőségét.

3.3.3 Az azbesztcementtel érintkezett szimulált vízminták vízminőségi jellemzői

A szimulált vízminták elemzése lehetőséget adott annak vizsgálatára, hogy az azbesztcement (AC) tetőfedés miként befolyásolja a vízminőségi paramétereket semleges, illetve enyhén savas kiindulási körülményekhez viszonyítva. A szimulált minták pH-értéke $7,21 \pm 0,154$ volt, amely összhangban áll az AC-vel érintkezett természetes csapadékvíz esetében tapasztalt pH-növekedési tendenciával. Ez azt jelzi, hogy az alkalikus kémhatású azbesztcement anyag jelentős semlegesítő hatással rendelkezik, különösen enyhén savas közegben. Ugyanakkor semleges kiindulási állapot esetén a pH-eltolódás minimális volt, ami arra utal, hogy az AC hatása savas víz esetében kifejezettebb. A szimulált minták elektromos vezetőképessége $6,80 \pm 1,55$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ értékre növekedett a desztillált víz közel nulla értékéhez képest. Ez az emelkedés arra utal, hogy az AC tetőfedő anyag további oldott ionokat juttat a vízbe, valószínűsíthetően ásványi komponensek és egyéb oldható anyagok kioldódása révén. Az iontartalom növekedése befolyásolhatja a víz ionegyensúlyát és felhasználhatóságát. Az összes lebegőanyag-tartalom (TSS) a szimulált minták esetében $5,30 \pm 0,48$ mg/L volt, amely összehasonlítható az AC tetővel érintkezett csapadékvíz minták értékeivel. Ez az összhang arra utal, hogy az AC tetőfedés potenciális forrása lehet a

részecsketerhelésnek, amely más szennyezőanyagok hordozójaként is működhet, illetve befolyásolhatja a víz átlátszóságát és minőségét. A szimulált vízminták mért teljes keménysége $17,7 \pm 2,67$ CaO mg/L volt, amely a normál csapadék tartományán belül helyezkedik el. Ez arra utal, hogy az AC tetőfedő anyag képes növelni a víz keménységét, feltehetően kalciumvegyületek oldódása révén. A megnövekedett keménység befolyásolhatja a víz csőhálózattal, tisztítószerrel és egyéb folyamatokkal való kölcsönhatását, ami fontos szempont az AC tetők vízminőségre gyakorolt hatásának értékelésekor. A szimulált és az AC tetővel érintkezett természetes csapadékminták szervesanyag-tartalmának és oxigénigényének összehasonlító elemzése további információt szolgáltatott az anyag hatásmechanizmusáról. A teljes szerves széntartalom (TOC) a szimulált mintákban $3,82 \pm 0,14$ mg/L volt, amely alacsonyabb, mint az AC-vel érintkezett csapadékvíz minták $5,10 \pm 1,08$ mg/L átlagértéke. Ez a különbség arra utal, hogy az AC tetőfedés további szerves anyaggal járulhat hozzá a víz összetételéhez, feltehetően kioldódás vagy a tetőfelületen felhalmozódott szennyeződések révén. A szimulált minták alacsonyabb TOC-értéke – amelyek nem voltak kitéve a teljes környezeti terhelésnek – alátámasztja azt a feltételezést, hogy a tetőfelületen lerakódott légköri szennyezők jelentős szerepet játszanak a TOC-emelkedésben. A szimulált csapadékvíz minták átlagos biokémiai oxigénigénye (BOI₅) $3,44 \pm 0,42$ mg/L volt, amely kissé alacsonyabb, mint a normál csapadék és az AC-vel érintkezett minták értékei. Az AC-vel érintkezett minták enyhe BOI₅-növekedése arra utal, hogy az ott jelenlévő szerves anyag biológiailag könnyebben hozzáférhető, illetve magasabb mikrobiális terhelés jellemezheti, valószínűsíthetően a tetőfedő

anyagból származó szerves komponensek miatt. A szimulált minták BOI_5 -értéke, amely közel áll a normál csapadékéhoz, azt jelzi, hogy külső szerves terhelés hiányában a biokémiai oxigénigény viszonylag stabil marad, ezáltal kiemelve az AC tetők szerepét a szerves szennyezés növekedésében. A szimulált minták kémiai oxigénigénye (KOI_p) $3,43 \pm 0,41$ mg/L volt, amely gyakorlatilag megegyezett a normál csapadék értékeivel. Ezzel szemben az AC-vel érintkezett minták KOI_p -értéke szignifikánsan magasabb, $6,71 \pm 1,78$ mg/L volt. Ez a jelentős növekedés nagyobb mennyiségű oxidálható szerves és szervetlen anyag jelenlétére utal, amelyek valószínűleg az azbesztcement anyagból, illetve a tetőfelületen felhalmozódott környezeti szennyeződésekől származnak. A szimulált minták viszonylag alacsony KOI_p -értéke arra utal, hogy külső szennyezők hiányában maga az AC anyag önmagában nem okoz jelentős KOI_p -emelkedést, ugyanakkor környezeti tényezőkkel kombinálva hozzájárulhat az oxidálható komponensek növekedéséhez.

3.3.4 A szimulált azbesztcementtel érintkezett minták nehézfém-szennyezettsége

A szimulált vízminták nehézfém-koncentrációinak elemzése – az azbesztcement (AC) tetőfelülettel érintkezett, illetve a normál csapadékmintákhoz viszonyítva – fontos következtetéseket tett lehetővé az AC anyag vízminőségre gyakorolt hatásáról. A szimulált minták átlagos teljes cinkkoncentrációja $0,0361 \pm 0,002$ mg/L volt, amely jelentősen meghaladja a normál csapadékban jellemző cinkszinteket. Ugyanakkor az AC-vel érintkezett természetes csapadékmintákban a cink koncentrációja ennél is lényegesen

magasabb, átlagosan $0,155 \pm 0,012$ mg/L értéket mutatott. Ez a számottevő növekedés arra utal, hogy az AC tetőfedő anyag jelentős cinkforrásként működik, feltehetően a cementmátrixból történő kioldódás, illetve a gyártás során alkalmazott cinktartalmú adalékanyagok jelenléte miatt.

A szimulált minták emelkedett cinkkoncentrációja azt jelzi, hogy az AC anyag környezeti szennyezők jelenléte nélkül is képes cinket kibocsátani a vízbe. Ez rámutat arra, hogy az azbesztcement tetőfedés önmagában is hozzájárulhat a gyűjtött csapadékvíz cinktartalmának növekedéséhez. A mért koncentráció azonban önmagában nem tekinthető egyértelmű környezeti vagy humánegészségügyi kockázatnak, mivel öntözési felhasználás esetén a cink esszenciális mikroelemként kedvező szerepet is betölthet. A szimulált minták átlagos ólomkoncentrációja $0,0021 \pm 0,0017$ mg/L volt, amely kissé magasabb a normál csapadék értékeinél, ugyanakkor alacsonyabb az AC-vel érintkezett mintákban mért koncentrációknál. Ez arra utal, hogy az AC anyag bizonyos mértékben hozzájárulhat az ólom jelenlétéhez, de ennek szerepe kevésbé domináns, mint a cink esetében. A szimulált minták enyhe növekedése azt jelzi, hogy az AC anyagból korlátozott mértékű ólomkioldódás történhet, míg az AC-vel érintkezett természetes csapadékvízben tapasztalt nagyobb koncentrációnövekedés valószínűsíthetően a tetőfelületen felhalmozódott környezeti ólomterhelés következménye. Ez hangsúlyozza annak fontosságát, hogy az AC tetőről gyűjtött csapadékvíz ólomtartalmának értékelésekor az anyagösszetételt és a környezeti expozíciót egyaránt figyelembe kell venni. A szimulált minták teljes higanykoncentrációja $0,0063 \pm 0,009$ mg/L volt, amely

számottevően meghaladja a normál csapadékban jellemző értékeket. Ez az emelkedett koncentráció arra utal, hogy a higany jelen lehet az AC anyagban, illetve bizonyos körülmények között felszabadulhat abból. A mért értékek nagy variabilitása azonban arra enged következtetni, hogy a higany forrásainak és viselkedésének pontos megértéséhez további vizsgálatok szükségesek.

3.4 Csíráztatásos és korai vegetációs kísérletek eredményei

3.4.1 A *Trifolium pratense* vizsgálatának eredményei

A kontroll csírázási arány 88,0% volt a Salino, 86,0% a Rozeta és 90,0% az Altaswede fajta esetében. A *Trifolium pratense* magok csírázása 25,0 °C-on, átlagosan $88,0 \pm 2,00\%$ -nak adódott. Már 1 mg/L dóziskoncentráció esetén csökkenés volt megfigyelhető: a csírázási arány 82,0%-ra (Salino), 80,0%-ra (Rozeta) és 84,0%-ra (Altaswede) mérséklődött. Az 50 mg/L dózis hatására a csírázási arány 48,0% (Salino), 46,0% (Rozeta) és 58,0% (Altaswede) értékre csökkent, ami a kontrollcsoporthoz viszonyítva 54,5%, 53,5% és 64,4%-nak felelt meg. A teljes vizsgált csoport átlaga $93,2 \pm 0,16\%$ volt 1,00 mg/L esetén, míg 50 mg/L koncentrációnál $57,5 \pm 6,04\%$ (kontroll %-ában). A két dózisszint közötti átlagos különbség $-35,7 \pm 5,90\%$ volt. A determinációs együttható (R^2) Salino esetében 0,9840, Rozeta esetében 0,9974, Altaswede esetében 0,9313 volt, ami erős dózis-válasz összefüggést jelez. Az 1 mg/L dózis a gyökérhossz 95,2%-ra történő csökkenését eredményezte a kontrollhoz képest Salino esetében, 95,7%-ra Rozeta és 95,5%-ra Altaswede esetében. Az 50 mg/L dózis hatására a gyökérhossz 47,6%-ra (Salino), 47,8%-ra (Rozeta) és 54,5%-ra (Altaswede) csökkent. Ez átlagosan $95,4 \pm 0,21\%$ -os (1,00 mg/L),

illetve $50,0 \pm 3,94\%$ -os ($50,0 \text{ mg/L}$) értéket jelentett. Az R^2 értékek $0,9791$ (Salino), $0,9941$ (Rozeta) és $0,9611$ (Altaswede) voltak. Az 1 mg/L dózis a hajtásmagasság $91,3\%$ -ra (Salino), $90,5\%$ -ra (Rozeta) és $93,2\%$ -ra (Altaswede) történő csökkenését eredményezte a kontrollcsoporthoz viszonyítva. Az 50 mg/L dózis esetén a hajtásmagasság $41,3\%$ (Salino), $45,2\%$ (Rozeta) és $45,5\%$ (Altaswede) értékre csökkent. Az $1,00 \text{ mg/L}$ dózis átlaga $91,7 \pm 1,39\%$, míg $50,0 \text{ mg/L}$ esetén $44,0 \pm 2,34\%$ volt. Az R^2 értékek rendre $0,9439$; $0,9662$; illetve $0,9828$ voltak.

3.4.2 A *Medicago sativa* elemzésének eredményei

A kontroll csírázási arány $92,0\%$ volt az Emiliana, $94,0\%$ a Gea és $90,0\%$ az Algonquin fajta esetében. A *Medicago sativa* magok csírázása $25,0^\circ\text{C}$ -on, átlagosan $92,0 \pm 2,00\%$ -nak adódott. Az 1 mg/L dóziskoncentráció már kimutatható csökkenést eredményezett: a csírázási arány $88,0\%$ -ra mérséklődött Emiliana és Gea esetében, míg $86,0\%$ -ra Algonquin esetében. Az 50 mg/L dózis hatására a csírázási arány $54,0\%$ (Emiliana), $50,0\%$ (Gea) és $52,0\%$ (Algonquin) értékre csökkent. A kontrollcsoport százalékában kifejezve ez $58,7\%$ (Emiliana), $53,2\%$ (Gea) és $57,8\%$ (Algonquin) volt. A teljes csoport átlaga $94,9 \pm 1,15\%$ volt $1,00 \text{ mg/L}$ esetén, míg $50,0 \text{ mg/L}$ dózissnál $56,6 \pm 2,95\%$. A két dózisszint közötti átlagos különbség $-38,4 \pm 1,81\%$ volt. A determinációs együttható (R^2) Emiliana esetében $0,9827$, Gea esetében $0,9842$, Algonquin esetében $0,9754$ volt, ami erőteljes dózis-válasz összefüggést jelez. Az 1 mg/L dózis a gyökérhossz $97,2\%$ -ra (Emiliana), $97,1\%$ -ra (Gea) és $91,4\%$ -ra (Algonquin) történő csökkenését eredményezte a kontrollhoz képest. Az 50 mg/L dózis

hatására a gyökérhossz 59,7%-ra (Emiliana), 60,3%-ra (Gea) és 57,1%-ra (Algonquin) csökkent. Ez átlagosan $95,2 \pm 3,30\%$ -os (1,00 mg/L), illetve $59,1 \pm 1,68\%$ -os (50,0 mg/L) értéket jelentett. Az R^2 értékek 0,9781 (Emiliana), 0,9788 (Gea) és 0,9844 (Algonquin) voltak. Az 1 mg/L dózis a hajtásmagasság 98,8%-ra (Emiliana), 96,3%-ra (Gea) és 96,4%-ra (Algonquin) történő csökkenését eredményezte a kontrollcsoporthoz viszonyítva. Az 50 mg/L dózis esetén a hajtásmagasság 65,9% (Emiliana), 69,1% (Gea) és 69,9% (Algonquin) értékre csökkent. Az 1,00 mg/L dózis átlaga $97,2 \pm 1,41\%$, míg 50,0 mg/L esetén $68,3 \pm 2,14\%$ volt. Az R^2 értékek 0,9818 (Emiliana), 0,9604 (Gea) és 0,9429 (Algonquin) voltak.

3.4.3 A *Solanum lycopersicum* elemzésének eredményei

A kontroll csírázási arány 92,0% volt a Manó, valamint 90,0% a Kecskeméti 549 és a Mobil fajta esetében. A *Solanum lycopersicum* magok csírázása 25,0 °C-on, átlagosan $90,7 \pm 1,15\%$ -nak adódott. Az 1 mg/L dóziskoncentráció már mérhető csökkenést eredményezett: a csírázási arány 88,0%-ra mérséklődött a Manó és a Kecskeméti 549, valamint 86,0%-ra a Mobil fajta esetében. Az 50 mg/L dózis hatására a csírázási arány 58,0% (Manó), 60,0% (Kecskeméti 549) és 56,0% (Mobil) értékre csökkent. A kontrollcsoport százalékában kifejezve ez 63,0% (Manó), 66,7% (Kecskeméti 549) és 62,2% (Mobil) volt. A teljes csoport átlaga $96,3 \pm 1,26\%$ volt 1,00 mg/L esetén, míg 50,0 mg/L dózissnál $64,0 \pm 2,36\%$. A két dózisszint közötti átlagos különbség $-32,4 \pm 1,13\%$ volt. A determinációs együttható (R^2) 0,9909 (Manó), 0,9823 (Kecskeméti 549) és 0,9916 (Mobil) volt, ami szoros dózis–válasz kapcsolatot jelez. Az 1 mg/L dózis a gyökérhossz 91,9%-ra (Manó),

87,5%-ra (Kecskeméti 549) és 80,3%-ra (Mobil) történő csökkenését eredményezte a kontrollhoz képest. Az 50 mg/L dózis esetén a gyökérhossz 55,4%-ra (Manó), 59,7%-ra (Kecskeméti 549) és 52,6%-ra (Mobil) csökkent. Ez átlagosan $86,6 \pm 5,87\%$ -os (1,00 mg/L), illetve $55,9 \pm 3,57\%$ -os (50,0 mg/L) értéket jelentett. Az R^2 értékek 0,9961 (Manó), 0,9710 (Kecskeméti 549) és 0,9908 (Mobil) voltak. Az 1 mg/L dózis a hajtásmagasság 95,6%-ra történő csökkenését eredményezte mindhárom fajta esetében (Manó: 95,6%; Kecskeméti 549: 95,5%; Mobil: 95,6%) a kontrollcsoporthoz viszonyítva. Az 50 mg/L dózis hatására a hajtásmagasság 56,0% (Manó), 59,6% (Kecskeméti 549) és 57,8% (Mobil) értékre csökkent. Az 1,00 mg/L dózis átlaga $95,6 \pm 0,05\%$, míg 50,0 mg/L esetén $57,8 \pm 1,75\%$ volt. Az R^2 értékek 0,9916 (Manó), 0,9863 (Kecskeméti 549) és 0,9941 (Mobil) voltak.

3.5 Az azbesztmentes városi átmenet rendszerszintű elemzése az MLP keretében

A globális fenntarthatósági diskurzus erősödése, a közegészségügyi kockázatokkal kapcsolatos társadalmi tudatosság növekedése és a nemzetközi környezetpolitikai kötelezettségek együttesen jelentős strukturális nyomást gyakorolnak a városi rendszerekre. Ezek hosszú távon gyengítik az azbeszttartalmú infrastruktúrákra épülő megoldások stabilitását, és hozzájárulnak az azbesztmentesítés társadalmi legitimációjához, ugyanakkor önmagukban nem idéznek elő rendszerszintű átalakulást. Amennyiben a rezsimitézmények nem reagálnak adaptívan, az átmenet lassú és fragmentált marad. A rezsimszint elemzése rámutatott, hogy az azbeszttartalmú épített környezet fennmaradása mély intézményi és

gazdasági beágyazottság következménye. Az építési és bontási gyakorlatok, a szabályozási struktúrák és a költségoptimalizálásra épülő piaci logika együttesen pályafüggőséget és strukturális lock-int hoznak létre, amely lassítja a fenntartható alternatívák elterjedését. Az átmenet akkor gyorsulhat fel, ha a szabályozási szigorítás, a pénzügyi ösztönzők és a társadalmi elvárások egyidejűleg jelennek meg, vagyis az azbesztmentesítés nem pusztán technológiai, hanem intézményi és gazdasági átalakulást is igényel. A niche-szint vizsgálata szerint az azbesztmentes építőanyagok, az innovatív dekontaminációs technológiák és a körforgásos gazdasági modellek valós alternatívát kínálnak a fennálló rendszerrel szemben. Ugyanakkor ezek felskálázása nagymértékben függ a stabil finanszírozástól, a támogató szabályozási környezettől és az iparági elfogadottságtól. Elemzésem azt is megmutatta, hogy a széles körű elterjedés során fennáll a veszélye annak, hogy az eredeti fenntarthatósági célok részben háttérbe szorulnak, különösen akkor, ha a költséghatékonysági szempontok felülírják a hosszú távú környezetbiztonsági prioritásokat.

3.6 Az azbesztérintettség regionális vizsgálata

Mivel az azbesztérintettség interdiszciplináris értékelésére jelenleg nem áll rendelkezésre egységes módszertan, elemzésemet előzetesen kiválasztott indikátorcsoport alapján végeztem el. Az adatok rendszerezését, kategorizálását és standardizálását követően Euklideszi távolságértékeket számítottam, majd ezek felhasználásával meghatároztam egy alternatív, dimenziómentes azbesztérintettségi indexet. Az országos átlagos indexérték 2005-ben 0,3098, 2010-ben 0,2377, 2015-ben 0,2612, 2020-ban pedig 0,3389 volt, ami

össességében alacsony, de növekvő érintettségi szintre utal. A növekedés háttérében elsősorban a mezotelióma-incidencia emelkedő tendenciája, valamint egyes régiókban az azbeszttartalmú hulladék mennyiségének növekedése állt. A 2005 és 2020 közötti teljes időszakban az átlagos változási ütem +28,5% volt; ezen belül 2005–2010 között -18,0%-os csökkenés, 2010–2015 között +24,5%-os, míg 2015–2020 között +33,2%-os növekedés volt megfigyelhető. Az eredmények jelentős regionális különbségeket jeleztek: a teljes időszakban a legnagyobb növekedés Nyugat-Dunántúlon (+182,9%) és Észak-Alföldön (+111,5%) jelentkezett, míg a legnagyobb csökkenés a Dél-Alföldön volt kimutatható (-56,3%). A nyolc régió közül négyben növekedés, négyben csökkenés volt tapasztalható. Az egyes időszakok szélsőértékei alapján 2005–2010 között Észak-Alföld mutatta a legnagyobb növekedést (+48,7%), míg Dél-Alföld a legjelentősebb csökkenést (-57,9%); 2010–2015 között Nyugat-Dunántúl növekedett a legnagyobb mértékben (+122,2%), míg Pest régióban következett be a legnagyobb visszaesés (-55,9%); 2015–2020 között pedig Észak-Alföld (+78,6%) és Észak-Magyarország (-27,0%) jelentette a változási tartomány két szélsőértékét. Az eredmények alapján az azbesztérintettség többdimenziós módon jellemezhető és a rendelkezésre álló indikátorok mentén kvantifikálható, ugyanakkor az indikátorkör bővítése tovább finomíthatná az indexet. Az azbesztérintettség területi mintázata differenciált, ezért a regionális eltérések figyelembevétele elengedhetetlen az azbesztmentes városi átmenet szakpolitikai és stratégiai tervezésében.

4. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. tézis: Igazoltam, hogy a környezeti expozíciónak kitett azbesztcement termékek mátrix-degradációja szignifikánsan befolyásolja a krizotil FT-IR spektrális kimutathatóságát, és a spektrális illeszkedési arány növekedése indikátora lehet a szerkezeti integritás csökkenésének.

Indokolás: Kimutattam, hogy a környezeti hatásoknak (UV-sugárzás, csapadék, hőingadozás) kitett hullámos és sík azbesztcement elemek esetében a krizotil spektrális illeszkedése szisztematikusan magasabb értékeket mutat, mint a szeparált minták esetében. Ez arra utal, hogy a cementmátrix degradációja növeli a szálak komponensek relatív spektrális láthatóságát. Eredményeim alapján az FT-IR módszer nemcsak kvalitatív azonosításra, hanem állapotdiagnosztikai célra is alkalmazható.

2. tézis: Bizonyítottam, hogy az azbesztcementtel érintkező csapadékvíz vízminőségi paraméterei (pH, vezetőképesség, keménység, TOC, KOI_p , BOI_s) szignifikáns mértékben eltérnek a normál csapadékvizétől, és ez a változás a cementmátrix ionmobilizációjával magyarázható.

Indokolás: A vizsgálatok igazolták a lúgosító hatást, az ionterhelés növekedését, valamint az oxidálható komponensek emelkedését. Eredményeim alátámasztják, hogy az azbesztcement tetőfelület nem passzív gyűjtőfelület, hanem aktív kémiai forrás, amely módosítja a lefolyó víz összetételét. Ez a megállapítás új megközelítést jelent a csapadékvíz-hasznosítás kockázatértékelésében.

3. tézis: Kimutattam, hogy az azbesztcement mátrixból mobilizálódó nehézfémek (Zn, Pb, Hg) koncentrációja jelentősen meghaladja a normál csapadékvíz értékeit, és a mobilizáció részben a mátrixból, részben a felületi akkumulációból származik.

Indokolás: A szimulált és valós csapadékminták összehasonlítása lehetővé tette a mátrixeredetű és környezeti eredetű komponensek elkülönítését. Eredményeim igazolják, hogy az azbesztcement szerkezeti öregedése potenciális nehézfém-kibocsátási forrássá teszi az építőanyagot. Ez a megállapítás környezettoxikológiai és szabályozási szempontból is releváns.

4. tézis: Bizonyítottam, hogy az azbesztcementtel kontaminált víz dóziszfüggő, lineáris regresszióval jól modellezhető növekedésgátló hatást fejt ki a vizsgált modellnövények (*Trifolium pratense*, *Medicago sativa*, *Solanum lycopersicum*) esetében.

Indokolás: A csírázási arány, gyökérhossz és hajtásmagasság szignifikáns csökkenése már alacsony koncentrációk mellett is kimutatható volt, magas determinációs együtthatóval (R^2). Ez igazolja, hogy a vízminőségi torzulás biológiai hatássá transzformálódik. A növényélettani eredmények empirikusan megerősítik az anyagszerkezeti degradáció és az ökológiai válasz közötti oksági kapcsolatot.

5. tézis: Kidolgoztam és empirikusan alátámasztottam egy többszintű, Multi-Level Perspective (MLP) alapú expozíciós–hatás modellt, amely az azbesztcement anyagszerkezeti degradációjától a

vízminőségi torzuláson és biológiai válaszreakción keresztül a fenntarthatósági átmenet rendszerszintű értelmezéséig terjed.

Indokolás: A modell mikro-szinten az anyagtudományi és vízanalitikai folyamatokat, mezo-szinten az ökológiai és agrárkörnyezeti hatásokat, makro-szinten pedig a települési és szabályozási átmeneteket integrálja. Igazoltam, hogy az azbesztcement-probléma nem izolált környezeti jelenség, hanem egy szociotechnikai rendszerben beágyazott átmeneti kihívás, amelyben a degradációból eredő környezeti hatások visszahatnak a szabályozási és mentesítési struktúrákra. Ez a rendszerszintű megközelítés új értelmezési keretet kínál az azbesztmentes települési átmenet tudományos megalapozásához.

6. tézis: Igazoltam, hogy a környezeti hatásoknak kitett azbesztcement felületekről lefolyó vízben a pH, a vezetőképesség, a vízkeménység, valamint a Zn, Pb és Hg koncentrációk szignifikáns növekedést mutatnak, és az így torzult víz dóziszfüggő, lineárisan modellezhető növekedésgátló hatást fejt ki mezőgazdasági jelentőségű növényfajok esetében.

Indokolás: Kimutattam, hogy az azbesztcementtel érintkező csapadékvíz pH-értéke átlagosan közel egy teljes egységgel magasabb, mint a normál csapadéké, a vízkeménység közel kétszeresére növekedhet, a Zn-koncentráció több nagyságrenddel meghaladja a normál csapadékvíz értékeit, a Pb és Hg koncentrációk szintén szignifikáns emelkedést mutatnak, valamint a 1–50 mg/l koncentrációtartományban alkalmazott extraktum a csírázási arányt, gyökérhosszt és hajtásmagasságot 30–60%-os mértékben csökkentheti. Eredményeim bizonyítják, hogy az azbesztcement degradációja

vízközvetített expozíciós útvonalon keresztül mérhető ökológiai hatást generál, így az azbesztkockázat értelmezése nem korlátozható kizárólag a levegőben terjedő szálak expozíciójára.

5. AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK

- Szandi, Á., Balog, Z., Zaka, K. S., & Macher, G. Z. (2026). Persistence of Asbestos-Containing Friction Materials in the Hungarian Waste Stream Twenty Years After the European Union Ban. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH AND PUBLIC HEALTH*, 23(6), 802. <http://doi.org/10.3390/ijerph23060802> (Q1)
- Macher, G. Z., Beke, D., & Torma, A. (2026). Index-based FT-IR assessment of chrysotile detectability and environmental durability in asbestos cement materials. *SCIENTIFIC REPORTS*, 1, 1–32. <http://doi.org/10.1038/s41598-026-49524-w> (Q1)
- Macher, G. Z., Bódizs, D., Sipos, D., & Schmeller, D. (2026). Asbestos Poverty as a New Paradigm for Multidimensional Urban Sustainability. *JOURNAL OF URBAN HEALTH-BULLETIN OF THE NEW YORK ACADEMY OF MEDICINE*, 1(1), 1–15. <http://doi.org/10.1007/s11524-026-01063-5> (D1)
- Macher, G. Z., Torma, A., & Beke, D. (2025). The impact of asbestos cement pollution in irrigation water on physiological and germination characteristics of *Trifolium pratense*, *Medicago sativa*, and *Solanum lycopersicum* seeds. *SCIENTIFIC REPORTS*, 15(1). <http://doi.org/10.1038/s41598-025-01011-4> (Q1)
- Macher, G. Z., Beke, D., & Torma, A. (2025). Water quality of harvested rainwater from asbestos cement roofs and its suitability for irrigation. *CLEAN TECHNOLOGIES AND ENVIRONMENTAL POLICY*, Recent Progress in Controlling

- Pollution, Promoting Sustainable Circularity, and Aiding Resilient Farming(1), 1. <http://doi.org/10.1007/s10098-025-03197-7> (Q1)
- Macher, G. Z. (2025). The Impact of Rainwater Quality Harvested from Asbestos Cement Roofs on Leaf Temperature in *Solanum lycopersicum* as a Plant Water Stress Indicator. *WATER*, 17(14). <http://doi.org/10.3390/w17142070> (Q1)
 - Macher, G. Z., & Szigeti, C. (2025). Pathways to asbestos-free and sustainable cities using multi-level perspective approach. *DISCOVER SUSTAINABILITY*, 6(1). <http://doi.org/10.1007/s43621-025-01932-0> (Q1)
 - Macher, G. Z., Torma, A., & Beke, D. (2025). Examining the Environmental Ramifications of Asbestos Fiber Movement Through the Water–Soil Continuum: A Review. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH AND PUBLIC HEALTH*, 22(4). <http://doi.org/10.3390/ijerph22040505> (Q1)
 - Macher, G. Z., & Beke, D. (2025a). Mosses in Urban Environments as Passive Biofilters and Organisms Impacted by Asbestos-Contaminated Habitats. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH AND PUBLIC HEALTH*, 22(6). <http://doi.org/10.3390/ijerph22060838> (Q1)
 - Macher, G. Z., Károly, F., Teh Boon Sung, C., Beke, D., Torma, A., & Gergely, S. (2024). Spectroscopic Analysis of Chrysotile Asbestos and its Environmental Resistance in Asbestos Cement Waste Products. *PERTANIKA JOURNAL OF SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 32(6), 2441–2458. <http://doi.org/10.47836/pjst.32.6.03> (Q3)

- Macher, G. Z., Torma, A., & Beke, D. (2024). Analysing the Environmental Durability and Chrysotile Content of Asbestos Cement Products by FT-IR Spectroscopy. CHEMICAL ENGINEERING TRANSACTIONS, 114, 709–714. <http://doi.org/10.3303/CET24114119> (Q3)
- Gergely, Z. M., Judit, P., & Dóra, S. (2023). The Dissonances of Asbestos Exposure and the Concept of Sustainable Settlements in the Light of the European Union’s 2023 Asbestos Neutrality Objective. CHEMICAL ENGINEERING TRANSACTIONS, 107, 145–150. <http://doi.org/10.3303/CET23107025> (Q3)
- Gergely, Z. M., Dóra, B., & András, T. (2023). Integrated Analysis and Assessment of the Hungarian Regions in Terms of Health Problems and Waste Management Challenges caused by Asbestos. CHEMICAL ENGINEERING TRANSACTIONS, 107, 361–366. <http://doi.org/10.3303/CET23107061> (Q3)
- Macher, G. Z., & Beke, D. (2024c). The impact of irrigation with harvested rainwater containing asbestos cement matrix on the germination characteristics of *Solanum lycopersicum*. ACTA PHYTOPATHOLOGICA ET ENTOMOLOGICA HUNGARICA, 59(1), 63–73. <http://doi.org/10.1556/038.2024.00207>
- Macher, G. Z., & Beke, D. (2024b). Effect of asbestos cement contamination in irrigation water on physiological and germination parameters of *Trifolium pratense* and *Solanum lycopersicum* seeds. BIO WEB OF CONFERENCES, 125. <http://doi.org/10.1051/bioconf/202412501005>
- Macher, G. Z., Torma, A., & Beke, D. (2023a). A települési és mezőgazdasági vízgazdálkodás azbeszt okozta kockázati tényezői a

krizotil-azbeszt vonatkozásában. AGROKÉMIA ÉS TALAJTAN, 72(1), 44–63. <http://doi.org/10.1556/0088.2023.00147> **(Q4)**

- Macher, G. Z., Beke, D., & Torma, A. (2023). Az azbesztcement-komplexummal kontaminálódott öntözővíz kockázatai a növénytermesztésre, a talaj-víz-növény rendszerre. ACTA AGRONOMICA ÓVÁRIENSIS, 64(Különszám 2.), 11–23.