

ÁLTALÁNOS MEGJEGYZÉSEK A MIKROSZENNYEZŐ ANYAGOKKAL KAPCSOLATBAN

LICSKÓ ISTVÁN

BME VÍZI KÖZMŰ ÉS KÖRNYEZETMÉRNÖKI TANSZÉK

Az elmúlt 70 évben időről időre különböző intenzitással felbukkan az ivóvíz-tisztítással, a szennyvíztisztítással, a vízminőségvédelemmel és a hidrobiológiával foglalkozó szakemberek körében a mikroszennyező anyagok okozta problémák kezelésének igénye. Félreértések elkerülése miatt célszerű azonnal, a tanulmány elején definiálni, hogy mit értünk a „mikroszennyező anyagok” kifejezésen. **Mikroszennyező anyagoknak** azokat a vízben mikrogramm/liter koncentráció nagyságrendben előforduló anyagokat nevezzük, melyek a vízi életfolyamatok feltételeit és a víznek az ember számára való felhasználhatóságát csökkentik, esetleg megszüntetik [1]. Fentiek alapján nem sorolhatók tehát a mikroszennyező anyagok közé a manapság olyan sokat emlegetett mikro-műanyagok, melyek definíció szerint a 0,5 mm-nél kisebb műanyag részecskék.

A mikroszennyező anyagok – kevés kivételtől eltekintve – az emberi tevékenység következtében jutnak a vízbe. A fent említett 70 év alatt

a különböző időszakokban különböző mikroszennyező anyagok okoztak riadalmat a szakemberek és a népesség egyes csoportjaiban. A XX. század 20-as, 30-as éveiben nagyon jelentős eredményként értékelték a növényvédő-szerek ipari méretű előállítását, és „ipari mértékű” alkalmazását a mezőgazdasági termelés fokozására. Ezek a növényvédő-szerek – elsősorban a felszíni bemosódás következtében – a felszíni vizekbe jutva mikroszennyező anyagként viselkedtek és jelentős károkat okoztak a vízi ökoszisztémában. Az '50-es évek végén és a '60-as években a higany okozta környezetszennyezés (Minamata-kór) iránti érdeklődés uralta a vízminőségi szakemberek világát, amit a 70-es évekre a kadmium okozta (Itai-itai betegség) váltott fel. Az adott időszakban ez a két nehézfém vezette felváltva az Egészségügyi Világszervezet (WHO) „fekete listáját”.

Az '50-es és a '60-as években a városi szennyvizek tisztításával foglalkozó szakemberek figyelmét egyre nagyobb mértékben keltették fel azok

a szerves és szervesetlen szennyező anyagok, melyek részben a háztartásokból, de elsősorban az ipari kibocsátóktól származtak. Az 1965-ben megalakult International Association on Water Pollution and Research (IAWPR – Nemzetközi Víz-szennyezés Kutatási Szövetség, melynek alapítói között ott volt Magyarország is) 1970 évi San Franciscoban megrendezett konferenciáján már kiemelt szinten foglalkoztak a szennyvíztisztítás harmadik fokozatával. Ezen a kifejezésen akkor a fizikai-kémiai szennyvíztisztítást értették, melynek többek között egyik fontos feladata volt a biorezisztens anyagok – melyek közé a mikroszennyezők döntő többsége is sorolható – eltávolítása.

Az Amerikai Egyesült Államokban létre is hoztak néhány olyan városi szennyvíztisztító telepet, melyeken a fizikai-kémiai szennyvíztisztítást megvalósító technológiai egységek (homokszűrők, granulált aktívszenet tartalmazó adszorberek, ioncserélő gyantát tartalmazó egységek, koagulációt-flokkulációt és kémiai kicsapást megvalósító egységek, ammónia strippinget biztosító rendszerek) voltak. A '70-es évek közepére azonban kiderült, hogy az új technológiai egységek üzemeltetése a tervezettnél csak lényegesen nagyobb költséggel üzemeltethető, és még is a vártnál lényegesen kisebb hatékonysággal távolítják el a mikroszennyező anyagokat. Akkor a szakemberek arra a következtetésre jutottak, hogy az ipari eredetű biorezisztens anyagok – melyek jelentős részét a mikroszennyező anyagok alkotják – eltávolítását nem a városi (kommunális) szennyvíztisztító telepeken kell megvalósítani, hanem a keletkezés helyszínén, azaz az adott ipari kibocsátónál.

A '70-es évek közepétől szerves mikroszennyezők ivóvízben való jelenléte sokkolta a víztisztítással foglalkozó szakembereket. Rook [2,3,4,5] tanulmányai arra hívták fel a figyelmet, hogy az ivóvíz fertőtlenítésére használt klór és a nyersvízben jelenlévő természetes eredetű szerves anyagok között lejátszódó reakciók termékei között $\mu\text{g/l}$ koncentráció nagyságrendben trihalo-metán (THM) típusú rákkeltő vegyületek jelennek meg. Ez a tény két okból is nagyon kellemetlen volt. Egyrészt, tudomásul kellett vennünk, hogy a fertőtlenítés céljából adagolt klór veszélyes anyagokat hozhat létre a tisztítandó vízben. Másrészt, az is egyértelművé vált, hogy a víz természetes eredetű – tehát nem szennyezésként a vízbe jutott szerves anyagok – emberi egészségre veszélyes szerves mikroszennyező anyagok prekursorai (azaz „elővegyületei”) lehetnek. A WHO ajánlása alapján Magyarországon is $30 \mu\text{g/l}$ -ben maximálták az ivóvízben megengedhető összes THM koncentráció szintet, mely az elmúlt több mint 40 évben több alkalommal változott, inkább a könnyítés, mint a szigorítás irányába. Az utóbbi két-három évtizedben a klórral kezelt ivóvizekben azonosított halogénezett rövid szénláncú szerves vegyületekre (gyűjtőnevükön: AOX vegyületek) egyre nagyobb figyelmet fordítunk, bár nemzetközi szinten szabványosításukra még nem került sor. Ennek megfelelően a hazai egészségügyi hatóságok is csak ajánlás szintjén határoztak meg határ-koncentrációt a vízmű telephelyet elhagyó (tehát nem a fogyasztónál megjelenő!) ivóvízben mérhető AOX koncentráció tekintetében.

A '80-as évek elején még el sem ült a THM vegyületek okozta riadalom, amikor hazai szinten egy újabb sokk érte a közüzemi vízellátással foglalkozó szakembereket: az OKI munkatársai több Dél-Alföldi ivóvíz-szolgáltató vizében – az akkori nemzetközi és hazai előírásoknál (50 µg/l) nagyobb koncentráció szinten – arzén vegyületeket találtak. Részletes vizsgálatok és elemzések után egyértelművé vált, hogy a mélységi védett rétegvizekben nem emberi szennyezés nyomán jelentek meg az arzén vegyületek, hanem a sajátos hidro-geo-kémiai viszonyok következtében. A szakemberek számára az is világos volt, hogy az adott védett mélységi víztartókban az 50 µg/l és nem ritkán 200 µg/l közötti arzén tartalom évtizedek, évszázadok, évezredek óta ott van a vízben. Az a tény, hogy az arzént µg/l pontossággal meg tudtuk mérni, a kémiai analitika és eszközeinek nagyon gyors fejlődésének, és hozzáférési lehetőségének volt az eredménye. A határértéket meghaladó arzén megjelenése a szakma mellett a szakminisztériumi vezetésben is riadalmat keltett, és a lakossági pánik elkerülése miatt nyilvános fórumokon (beleértve a szűk szakmai rendezvényeket is!) tilos volt az „arzén” szó használata. Helyette a „szervetlen mikroszennyező anyag” kifejezést kellett használni.

A '70-es és '80-as évek fordulóján az alumíniummal kapcsolatos híresztelések borzolták a – főként felszíni-víz tisztítással foglalkozó – szakemberek kedélyét. Olyan – elegendően meg nem erősített, igazolt, bizonyított – információk terjedtek szakmai folyóiratokban is, melyek szerint az ivóvíz alumínium tartalma felelős az Alzheimer-kór kialakulásáért. A WHO

gyorsan reagált az első riasztó eredményekre, az alumínium határértékét 200 µg/l-ben állapították meg, de magát az alumíniumot később sem voltak hajlandók (egyértelmű bizonyítékok hiányában) az „esztétikai komponensek” (pl. nátrium, klorid, ammónium?) csoportjából a „mérgező anyagok” (higany, kadmium, ólom, nitrit-ion) csoportjába sorolni. Az alumínium határértéke ma is 200 µg/l a fogyasztónál megjelenő ivóvízben, és betartása azokban a víztisztító üzemekben, melyek technológiájuk során alumínium-vegyületeket alkalmaznak, és a nyersvíz puffer-kapacitása kicsi, komoly figyelmet, szakszerű technológiai utasítást, és annak szigorú alkalmazását igényli.

Az ezredfordulót követő napokban a január végi csapadékos időjárás egy Nagybánya környéki romániai ipari tározó tó gátjának átszakadását okozta, melynek következtében egy patak közvetítésével megközelítően 100.000 m³ cianid tartalmú ipari recirkulációs víz jutott a Szamos, majd a Tisza folyóba, melyben a cianid ionok koncentrációja a Szamos torkolata közelében meghaladta a 10 mg/l-t. A cianid ionok rendkívül erős méregnek számítanak az élőlények számára. Az ivóvízben a cianid ionokra vonatkozó határérték 50 µg/l, és ez volt érvényben a Tiszát ért szennyezés idején is. Tudjuk, hogy a közel 20 éve bekövetkezett rendkívüli szennyezés katasztrofális pusztítást okozott a Tisza élővilágában, de a folyó élővilága néhány év alatt csaknem teljes mértékben regenerálódott. A Tisza folyó közvetlen és közvetett módon egy-egy felszíni-víz tisztító üzemet lát el nyersvízzel, melyek nagy alföldi városok ivóvízellátását biztosítják. Közvetett tiszai vízellátással a Balmazújváros

közelében létesített felszíni-víz tisztító üzem rendelkezik, mely a nyersvizet a Keleti Főcsatornából emeli ki. A cianid szennyezés hírére a KFCs zsilipeit a Tiszánál lezárták, így a cianid szennyező-hullám levonulásának idején a Tiszából nem jutott víz a Keleti Főcsatornába. Az adott felszíni-víz tisztító üzem zavartalan működésének nem volt akadálya. A Szolnoki Felszíni-víz Tisztító Üzem esetében bonyolultabb helyzet alakult ki. 2000. februárjában a Vízmű csak tisztai vízkivételi lehetőséggel rendelkezett, és Szolnok ivóvízellátását kizárólag a Felszíni-víz Tisztító Üzemből származó ivóvíz biztosította. A Vízmű kiváló szakember gárdája, szakszerű vizsgálókat és kísérleteket végezve kidolgozták a cianid ionok teljes oxidációjának megoldási lehetőségét a vízmű adottságai között. A laboratóriumban kidolgozott eljárás kiválóan működött üzemi méretekben is, és a nyersvízben jelenlévő veszélyes cianid ionok a víztisztítási technológia egységein átjutva egészségre teljesen ártalmatlan anyagokká alakultak. A tisztított vízben mért cianid koncentrációk messze kisebbek voltak az 50 µg/l-es határértéknél.

A fejlett ipari országokban – így pl. az Egyesült Királyságban – egyes vízminőséggel foglalkozó kutató intézetekben – pl. a Water Research Centre-ben – már a '70-es években próbálkoztak mai szemmel nézve „kezetlegesnek tűnő” kémiai analitikai eszközök felhasználásával felszíni vizekben a hormonháztartást zavaró anyagok, illetve a gyógyszermaradványok vizsgálatával. Tekintettel arra, hogy mind a hormonháztartást zavaró anyagok (EDS), mind a gyógyszermaradványok zöme inkább a ng/l mint a µg/l koncentráció tartományban fordul elő a felszíni

vizekben és az ivóvizekben, de az esetek többségében még a szennyvizekben is, többé-kevésbé sikeres meghatározásukra csak a kémiai analitikai módszerek és eszközök jelentős fejlődését követően kerülhetett sor. Az említett fejlődés eredményeként egyes gyógyszermaradványok és egyszerűbb EDS komponensek koncentrációjának kielégítő pontosságú mérésére az ezredfordulót követően sor kerülhetett, de a szennyvizekkel kibocsátásra kerülő anyagok zömének mennyisége az analitikai módszerek és eszközök „fejletlensége” miatt jelenleg megismerhetetlen. Mindezek mellett az érdeklődés a mikroszennyezők több ezer ismert komponense közül jelenleg – a „divatnak” megfelelően elsősorban az EDS komponenseket és a gyógyszermaradványokat tekintik „a” mikroszennyező anyagoknak. Ennek a hibás, és felelőtlen kommunikációnak az a következménye, hogy az emberi egészségre lényegesen nagyobb közvetlen veszélyt jelentő THM és AOX típusú kis szénatomszámú klórozott szerves vegyületekre nem fordítanak megfelelő figyelmet, holott ezek a vegyületek minden ivóvízben – melyekben klórt alkalmaztak fertőtlenítésre – lényegesen nagyobb koncentrációban fordulnak elő, mint az EDS komponensek és a gyógyszermaradványok.

A MIKROSZENNYEZŐ ANYAGOK CSOPORTOSÍTÁSA

A mikroszennyezők alapvetően két csoportba sorolhatók[6]: a szerves és a szervetlen mikroszennyezők közé. Tekintettel arra, hogy az ismert szerves és szervetlen vegyületek száma között közel két nagyságrendnyi különbség van,

a szerves mikroszennyező anyagok száma is lényegesen kisebb, mint a szerves mikroszennyező anyagoké. Fentiek alapján megtehetjük, hogy a szerves mikroszennyező anyagokat kivétel nélkül egyenként tárgyaljuk, míg a szerves mikroszennyező anyagokat csoportokba sorolva.

A **szervetlen mikroszennyező anyagok** közé soroljuk a nehézfémek közül a higanyt, a kadmiumot, az ólmot, a nikkel, a krómot, a rézet és a cinket. Az alumínium nem nehézfém, nem is sorolják a mikroszennyező anyagok közé, de határértéke az ivóvízben kisebb, mint a nehézfém mikroszennyezők közé sorolt cink és réz határértéke. Vitatható és vitatják is, hogy az alumínium, a cink és a réz a mikroszennyező anyagok közé sorolható-e. Az arzén sem nehézfém, de egyértelmű, hogy mikroszennyező anyag. Az élő szervezetekre kifejtett hatása miatt a cianid ion is egyértelműen a szerves mikroszennyező anyagok közé sorolható. Nem feledkezhetünk meg a báriumról sem, mely $\mu\text{g/l}$ koncentráció nagyságrendben veszélyes az élő szervezetekre.

A **szerves mikroszennyező anyagokat** – elsősorban nagy számuk miatt – célszerű csoportosítani. Nagyon sok komponenst tartalmaz a kőolaj és kőolaj-származékok csoportja. Ezek az anyagok erősen hidrofób jellegük miatt csak rendkívül korlátozott mértékben elegyednek és oldódnak a vízben. A vízi élővilág szempontjából veszélyességük elsősorban abban mutatkozik meg, hogy viszonylag kis sűrűségük, és erősen víztaszító képességük miatt csaknem monomolekuláris réteg

kialakítása közben kerülnek szét a felszíni vizek felszínén, megakadályozva az oxigén levegőből történő beoldódását a vízbe.

Rendkívül veszélyesek, és korlátozott vízzoldhatóságuk miatt elsősorban felszíni vizek üledékében halmozódnak fel a többgyűrűs aromás szénhidrogének (PAH-vegyületek). A poli-klórozott bifenileket (PCB-származékokat) a XX. század első felében széleskörűen alkalmazták transzformátor olajok stabilizátoraként, illetve fa-anyagok állati kártevők elleni védőanyagaként. Vízben való oldódásuk korlátozott, ennek megfelelően elsősorban a felszíni vizek üledékében jelennek meg. Tekintettel arra, hogy Európában a szén-feldolgozó ipar tevékenysége az elmúlt száz évben a XIX. század végének szintjéhez viszonyítva töredékére csökkent, az ipar közvetlen kibocsátása is nagyságrendekkel kisebb. Ennek megfelelően a felszíni vizek PAH-vegyület forrása elsősorban az üledék. Hasonló a helyzet a PCB-származékokkal is: a XX. század második felében használatuk és ennek megfelelően előállításuk minimálisra csökkent, így a felszíni vizekben forrásuk elsősorban az üledékben korábban felhalmozódott – nem jelentéktelen – mennyiségekre korlátozódik.

A fenolok és fenol-származékok a korábban említett két csoporthoz hasonlóan elsősorban a kőszén és barnaszén intenzív vegyipari feldolgozásának időszakában (XIX. sz. második, illetve a XX. sz. első fele) kerültek az ipari szennyvizekkel a felszíni vizekbe. A fenolok és származékaik vízben ugyan oldódnak, de nem jól. Ennek megfelelően a felszíni vizekbe kibocsátott fenolok elsősorban az üledékben jelentek meg. Az üledék felkeveredése során azonban a pórusvízből oldott állapotú fenolok jutnak

a víztérbe, és ennek következtében koncentrációik helyenként a néhány $\mu\text{g/L}$ -t is elérhetik. A korszerű, intenzív, nagy hozamokat biztosító növénytermesztés ma már elképzelhetetlen a növényvédőszeres rendszeres alkalmazása nélkül. A klasszikus növényvédőszeres, melyek nagy része kontakt idegméreg (pl. DDT, HCH) nagyon stabil szerkezettel rendelkeznek, nem bomlanak le, ennek következtében több száz évig is változatlan formában megmaradhatnak a természetben. Ez az oka annak, hogy a XX. sz. második felében az említett termékek alkalmazását az iparilag fejlett országokban betiltották. A DDT felhasználását országos szinten a világon elsőként Magyarországon tiltották meg még a '60-as évek második felében. A klórozott szénhidrogén típusú növényvédőszereseket a rövid idő alatt (néhány hét, nap) szerkezetet változtató, azaz lebomló anyagok (pl. foszforsav-észterek) váltották fel. Az alkalmazott agrotechnika, a domborzati viszonyok, valamint az időjárás függvényében azonban ezek az anyagok is eljuthatnak a felszíni és felszínalatti vizekbe jelentős vízszennyezést okozva. A növényvédőszeres forrása nemcsak a mezőgazdasági területekről származó lefolyás lehet, hanem a gyártás és a helytelen tárolás is. A XX. sz. második felének egyik legemlékezetesebb vízszennyezésében a növényvédőszereseknek jutott a „főszerep” (1986. november 1. Basel, SANDOZ-szennyezés).

A detergens (felületaktív anyagok) elsősorban közvetett veszélyt jelentenek az élővilágra, de nem hanyagolható el egyes ipari felhasználásra gyártott detergens hormon háztartást befolyásoló hatása sem. Bár az ún. „kemény detergens” (azaz a biológiailag nem, vagy csak nagyon

lassan lebontható) alkalmazását az iparilag fejlett országok a '60-as és '70-es években környezetvédelmi okokból betiltották, azok korlátozott, ám gyakorlatilag nem ellenőrzött ipari alkalmazása nem szűnt meg. A detergens veszélyessége elsősorban abban nyilvánul meg, hogy a hidrofób anyagokat látszólag hidrofíllé képesek változtatni, így könnyebben bejuthatnak az élő szervezetekbe. A detergens egyértelműen pontszerű forrásokból juthatnak a vizekbe, így kibocsátásuk megfelelő színvonalú szennyvíztisztítással ma már jól szabályozható.

Az oldószerként, illetve vegyipari alapanyagként alkalmazott rövid szénláncú klórozott szénhidrogének (diklór-metán, triklór-etilén, stb) különböző ipari szennyvíz kibocsátásokkal kerülhetnek a felszíni, illetve rendezetlen, illegális hulladék-elhelyezéssel a felszínalatti vizekbe. Bár az említett mikroszennyező csoport tagjainak csaknem kizárólagos forrása az ipari eredetű szennyvíz, kibocsátásuk szabályozása lényegesen nehezebb, mint a sokkal kevésbé veszélyes detergensé.

A komplexképző szerves vegyületek élő szervezetekre kifejtett veszélyessége a detergenshez hasonlóan – közvetett. Az említett csoportba tartozó szerves vegyületek alkalmasak arra, hogy – többek között - a nehézfémekkel komplex vegyületeket alkossanak, és ebben a komplex vegyületben a nehézfémek eredeti tulajdonságai átmenetileg maszkírozásra kerülnek. A komplex vegyületek stabilitása azonban erőteljesen változik a környezeti feltételek módosulásával, ennek megfelelően a komplexek felbomlása előre nem jelezhető. Ebből következik, hogy a komplexben maszkírozásra került nehézfémek a kibocsátásuktól kiszámíthatatlan

(esetleg nagy) távolságra jelenhetnek meg, és ott fejthetik ki élőlényeket károsító hatásukat. A komplexképző szerves vegyületek elsősorban ipari termékek, és elsősorban a gyártásuknál képződő szennyvizekkel kerülhetnek a felszíni befogadókba. Kibocsátásuk szabályozása megfelelő hatékonyságú ipari szennyvíztisztítással megvalósítható.

A klórozott, rövid szénláncú szerves anyagok elsősorban a THM (trihalo-metán), illetve az AOX (adszorbeálható szerves halogének) vegyületek elsősorban az ivóvíz klórozásakor képződnek, ennek megfelelően legfontosabb forrásuk a háztartási és intézményi szennyvizek kibocsátása. Tekintettel arra, hogy illékony szerves anyagok, a szennyvíztisztító telepek levegőztető rendszereiben koncentrációjuk nagy mértékben csökken. A biológiai tisztítást nem végző szennyvíztisztító telepekről, illetve csatornahálózatból közvetlenül kibocsátott szennyvizek THM koncentrációja nem csökken jelentős mértékben. A THM kibocsátás szabályozása az ivóvíz megfelelő tisztításával oldható meg.

Bizonyos anyagok – elsősorban, de nem kizárólagosan azok, melyek maguk is hormonok – alkalmasak az élő szervezetek hormonháztartását megzavarni. Kis számban természetes eredetű anyagok is képesek az említett hatást kifejteni, de a hormonháztartást zavaró anyagok (EDS) döntő többsége mesterségesen előállított, tehát az emberi tevékenység következtében a környezetbe jutó anyag. A korábban említett szerves vegyület-csoportokkal ellentétben a hormon-háztartást zavaró anyagok a $\mu\text{g/L}$ koncentráció tartománynál kisebb, már a ng/L intervallumban is jelentős zavart okozhatnak. Kibocsátásukra a háztartási, illetve

ipari, elsősorban gyógyszeripari, illetve vegyipari szennyvizekkel kerülhet sor. Felszíni vizekben történő megjelenésük a ng/L koncentráció nagyságrendben már az emberi szervezetre is veszélyt jelenthet, elsősorban abban az esetben, ha a befogadó alvízi szakaszain felszíni vízkivételre kerül sor ivóvíz-tisztítási céllal. A jelenleg alkalmazott ivóvíz-tisztítás technológiai lépések közül legfeljebb a nagyon jó minőségű granulált aktívszenet tartalmazó adszorber lehet alkalmas az esetleg jelenlévő hormon-háztartást zavaró anyagok koncentrációjának kisebb-nagyobb mértékű csökkentésére ivóvízben.

Ma még eldönthetetlen, hogy a Föld lakói jelenlegi gyógyszer-fogyasztásának mértéke indokolt, vagy jelentősen túlzott, az azonban megállapítható, hogy területileg rendkívül egyenetlen. Tényként kezelhetjük azt is, hogy a gyógyszerek iránti igény nő, a kereslet hosszú távon fizetőképese. Belátható időn belül a gyógyszer-termelés és -fogyasztás növekedésével számolhatunk. Tudjuk, hogy a szervezetbe bejutott gyógyszereknek csak viszonylag kis része hasznosul, mind a hatóanyag, mind a kísérő anyagok jelentős része változatlan, vagy megváltozott formában távozik a kezelt élő szervezetből. A felhasznált (a szervezet által hasznosított gyógyszerek maradványai) a szennyvizekbe kerülve eljutnak a szennyvíztisztító telepre. A szennyvíztisztító telepen alkalmazott technológia színvonalának és hatékonyságának függvényében a gyógyszermaradványok koncentrációja csökkenhet. A befogadókban azonban ng/l koncentráció nagyságrendben megjelennek a gyógyszermaradványok. Nem zárható ki tehát, hogy a szennyvíz-befogadóként és ivóvízbázisként (felszíni-víz tisztítás, partiszűrés) egyaránt funkcionáló

felszíni vizeinkből gyógyszermaradványok juthatnak az ivóvízbe. A probléma iránti társadalmi érdeklődés jelentős, a korrekt vizsgálati eredmények iránti igény nő. A vizsgálatokat, kutatásokat teljesítők, valamint az eredményeket kommunikálók felelőssége soha nem látott mértékben megnőtt világviszonylatban.

A MIKROSZENNYEZŐ ANYAGOK MEGJELENÉSI FORMÁI ÉS VESZÉLYESSÉGÜK

A mikroszennyező anyagok a vízben oldott és/vagy szilárd állapotban jelenhetnek meg. A mikroszennyezők veszélyessége koncentrációjukon kívül jelentős mértékben attól is függ, hogy milyen a megoszlás az oldott és szilárd, vagy szilárd anyaghoz tartósan kötődő (melyet szilárdnak tekintünk) frakciója között. Nagyon fontos tehát annak ismerete, hogy az adott víztérben milyen körülmények befolyásolják az egyes komponensek megoszlását az oldott és szilárd állapot között. A környezeti feltételek, az adott víz fizikai és kémiai jellemzői, valamint azok változása alapvetően megváltoztathatja az egyes mikroszennyezők megoszlását az oldott és szilárd állapot között.

Az illékony szerves mikroszennyezők (valamint a dimetil-higany!) kizárólag oldott formában vannak jelen a vízben. A mikroszennyező anyagok döntő többsége azonban mind oldott, mind szilárd állapotban egyaránt megjelenhet a vízben. Az adott mikroszennyezők oldott és szilárd állapotú formáinak pillanatnyi aránya az adott vegyület kémiai összetételétől, a vízben uralkodó pH viszonyoktól, a pufferkapacitás nagyságától, a víz hőmérsékletétől, a sótartalomtól, valamint a víz lebegőanyag tartalmának minőségétől és mennyiségétől függ.

Míg a szerves mikroszennyezők egyetlen kémiai szerkezettel jellemezhetők, a nehézfémek többféle vegyülete is jelen lehet a vízben egyidejűleg. A vízben egyidejűleg jelenlévő nehézfém vegyületek különböző oldékonysággal rendelkeznek. Általános szabályként megállapítható, hogy adott nehézfém esetében az oxidált állapotú vegyületek vízben rosszabbul, míg a redukált állapotúak jobban oldódnak. Kivétel a króm, melynek oxidált állapotú vegyületei vízben jól, míg redukált állapotú vegyületei rosszul oldódnak.

A pH kis mértékű ($\pm 0,5$ egység) megváltozása nem befolyásolja jelentősen az adott mikroszennyező megoszlását a szilárd és oldott állapot között. Az említettnél nagyobb mértékű pH változásra egy adott víztérben csak rendkívüli meteorológiai események, vagy jelentős vízszennyezések alkalmával kerül sor. Hazai felszíni vizeink pufferkapacitása elegendően nagy ahhoz, hogy jelentős pH változásokra ne kerüljön sor. Ennek következtében felszíni vizeink pH értéke – kevés kivételtől eltekintve – 6,8 és 8,5 között változik. Ez a pH tartomány és a viszonylag nagy pufferkapacitás érték a nehézfémek tekintetében inkább a kicsapódásnak, mint az oldódásnak kedvez.

A víz hőmérsékletének függvényében változik az adott mikroszennyezők oldódása. Az illékony mikroszennyezők oldódása csökken a hőmérséklet növekedésével, így magasabb hőmérsékleten az oldott komponensek nagyobb része távozik a gáztérbe (levegőbe), mint hideg víz esetén. A szilárd anyagok ezzel szemben a víz hőmérsékletének emelkedésével jobban oldódnak. Az egyes felszíni vizek évenkénti közel 20 °C-os hőmérsékletváltozása a mikroszennyezők nagy részénél nem okoz jelentős

módosulást oldódásukban, de az illékony komponensek esetében már számottevő változás lehet a vízben maradó koncentráció tekintetében. A hazai felszíni vizekben bekövetkező hőmérséklet ingadozás tehát csak kis mértékben változtatja meg az egyes mikroszennyező komponensek oldott-szilárd arányát.

A mikroszennyezők oldott-szilárd megoszlását jelentősen megváltoztathatja az adott víztérben jelenlévő lebegőanyagok minősége és mennyisége. A lebegőanyagok nagy része – mérnök alapján – a kolloid, kvázi-kolloid diszperziók közé sorolható. A kis méretek – μm , illetve két-három tucat μm – miatt az adott lebegőanyag részecskék fajlagos felülete nagy, és ennek következtében nagy adszorpciós kapacitással rendelkeznek. A lebegőanyagok felületén az oldott állapotú mikroszennyező anyagok nagy mértékben adszorbeálódnak, lényegesen megváltoztatva az adott komponensek megoszlását az oldott, illetve szilárd állapot között. Az adszorpció mértéke mind a lebegőanyagok minőségétől, mind mennyiségétől függ.

A viszonylag kis sűrűségű, nagy fajlagos felülettel rendelkező szerves lebegőanyagok kitűnő adszorpciós képességgel rendelkeznek, mind szerves, mind a szervetlen mikroszennyezők tekintetében. A nagyobb sűrűséggel, de kisebb fajlagos felülettel rendelkező szervetlen lebegőanyagoknak kisebb az adszorpciós kapacitásuk, elsősorban a szerves komponensek adszorpciója gátolt. Az ásványi eredetű lebegőanyagok adszorpciós kapacitását – különösen a nehézfémek tekintetében – nagy mértékben növeli, ha az adott lebegőanyag részecske felülete ioncserélő képességekkel rendelkezik. Az ioncsere adszorpció jelentős

mértékben csökkenti az oldott állapotú nehézfémek koncentrációját, de növeli a szilárd állapotban megjelenőket.

Egy adott víztérben az aktuális vízhozam (folyók), illetve a hullámozás intenzitás (folyók, sekély állóvizek) függvényében változhatnak a lebegőanyag kiülepedés, illetve az üledék felkeveredés körülményei. Tekintettel arra, hogy a kiülepedés és a felkeveredés miatt folyamatos kölcsönhatás van a lebegőanyagok és az üledék között, a víztérben megjelenő aktuális mikroszennyező koncentráció nem lehet független a fenéküledékben megjelenő mikroszennyező anyagok mennyiségétől. Figyelembe kell vennünk azt is, hogy a fenéküledék és a víztér hátfelületének közelében folyamatos kölcsönhatás következtében mind újraoldódási, mind adszorpciós folyamatok lejátszódnak. Hogy ezek közül melyik válik dominánssá azt a környezeti feltételek szabják meg. A fenéküledék egy adott víztérben mikroszennyező depó, de a körülmények változása esetén forrás egyaránt lehet. A mikroszennyezők adott víztérben való jelenlétének értékelésekor a fenéküledék szerepe nem hagyható figyelmen kívül.

A hosszú távon oldott állapotban megjelenő mikroszennyezők a folyók vizében akadálytalanul, jól kiszámíthatóan vándorolnak. Más a helyzet a szilárd állapotú mikroszennyezőkkel (beleértve a lebegőanyaghoz kötötteket is), melyek a vízfolyások sajátosságainak, az áramló víz mennyiségének és sebességének függvényében kiülepedhetnek, és így az üledékbe kerülhetnek, illetve az üledék felkeveredésével az áramló vízbe juthatnak. Míg a folyóba egy adott ponton oldott állapotban bejutó (és hosszú ideig oldott állapotban is maradó)

mikroszennyező transzportja mind sebesség mind koncentráció-eloszlás tekintetében megfelelő pontossággal előre jelezhető a bebo-csátás alatti folyószakaszokra, a szilárd állapotú anyagokra ez nem igaz. A kiüledés mértéke, illetve a kiüledő lebegőanyag frakcióban jelenlévő mikroszennyezők mennyisége nem becsülhető a szükséges pontossággal. Még kevésbé lehet elfogadható pontossággal előre jelezni az üledék felkeveredését, vándorlását, ismételt kiüledését a folyó alsó szakaszain, illetve a felkeveredő és az áramló vízzel vándorló üledék mikroszennyező tartalmát.

A mikroszennyezők élőlényeket károsító hatásukat vízben oldott formájukban fejtik ki. A vízben oldott anyagok lényegében akadálytalanul juthatnak át a sejtfa- lon, így a sejtek belsejében

károsító hatásuk könnyen érvényesülhet. Ezzel szemben a szilárd állapotú, vízben rosszul oldódó anyagok – amíg ebben a formában vannak jelen – közvetlen károsító hatást nem képesek kifejteni. A természetes életközösségek védelme szempontjából ezért nagyon fontos, hogy az egyes komponensek oldott-szilárd arányát a lehető legkisebb értéken tartsuk. A korábbiak alapján azonban egyértelmű, hogy a szilárd állapotban jelenlévő komponensek a környezeti feltételek változása miatt könnyebben, vagy nehezebben de oldott állapotba kerülhetnek, és a kevésbé veszélyes forma rövid időn belül nagyon veszélyes állapotúvá válhat.



IRODALOMJEGYZÉK

SZERZŐ:



Licskó István frissen szerzett kémia-fizika szakos diplomával a zsebében 1969. szeptemberében kezdett dolgozni a VITUKI Vízműszolgáltatási Intézetében. Kezdetben ivóvíztisztítással (felszíni-víz) foglalkozott majd fokozatosan kiterjesztette kutatásait a szennyvíztisztítás (kémiai) és a vízminőségvédelem területére. A felszíni-víz tisztításban alkalmazott koagulációs-flokkulációs folyamatokkal kapcsolatos vizsgálatok végigkísérték szakmai pályafutását. Jelentős kísérleti munkát végzett a hetvenes évek közepétől a mikroszennyező anyagok vízből és szennyvízből történő eltávolításával kapcsolatban, majd a nyolcvanas évek második felétől Magyarországot képviselte a légköri eredetű savasodást vizsgáló nemzetközi munkacsoportban.

A nyolcvanas évek második felétől kisebb nagyobb rendszerességgel vett részt a szakterületéhez kapcsolódó felsőfokú oktatásban, majd 1998-tól a BME VKKT-hez történt csatlakozását követően az oktatás lett legfontosabb tevékenysége. Kutatási, szakértői feladatok megoldásában 2011-ben történt nyugdíjba vonulását követően is változatlanul részt vállal, csakúgy, mint a szakmérnöki oktatásban.