

**A FEKETE MŰBŐRKÖTÉSEN !!!**

# **Doktori (PhD) értekezés**

Goda Zoltán

2022

**NEMZETI KÖZSZOLGÁLATI EGYETEM**  
**Katonai Műszaki Doktori Iskola**

**A BELSŐ LAPON !!!**

Goda Zoltán

**Szerves mikroszennyezők kockázatbecslése a parti szűrésen  
alapuló ivóvízellátásban**

Doktori (PhD) értekezés

**Témavezető:**

Prof. dr. Földi László

.....

*Aláírással ellátva*

**Budapest, 2022**

# TARTALOMJEGYZÉK

|                                                                                |    |
|--------------------------------------------------------------------------------|----|
| Bevezetés, a téma aktualitása .....                                            | 6  |
| A tudományos probléma megfogalmazása .....                                     | 7  |
| Kutatási célkitűzések.....                                                     | 8  |
| Hipotézisek.....                                                               | 9  |
| Kutatási módszerek .....                                                       | 10 |
| A releváns szakirodalom áttekintése .....                                      | 10 |
| A dolgozat formai felépítése .....                                             | 12 |
| A dolgozat tartalmi felépítése .....                                           | 12 |
| 1. Vízkészletek és vízellátás .....                                            | 15 |
| 1.1. Vízkészletek előfordulása és megoszlása a Földön.....                     | 15 |
| 1.2. Magyarország vízkészlete .....                                            | 19 |
| 1.2.1. Felszíni vizeink a vízkörforgalomban .....                              | 20 |
| 1.2.2. Felszín alatti vizeink a vízkörforgalomban .....                        | 22 |
| 1.2.2.1. A talajvíz általános jellemzői.....                                   | 23 |
| 1.2.2.2. A mélységi rétegvíz általános jellemzői .....                         | 24 |
| 1.2.2.3. A parti szűrészű víz általános jellemzői .....                        | 24 |
| 1.2.2.4. A karsztvíz általános jellemzői .....                                 | 25 |
| 1.2.2.5. Hazai felszín alatti víztestek jellemzői és területi megoszlása ..... | 26 |
| 1.3. Hazai vízbázisok és védelmük .....                                        | 27 |
| 1.4. A víz jellemzői, minősítése .....                                         | 29 |
| 1.4.1. Fizikai vízminőségi jellemzők.....                                      | 30 |
| 1.4.2. Kémiai vízminőségi jellemzők .....                                      | 31 |
| 1.4.3. Biológiai vízminőségi jellemzők .....                                   | 33 |
| 1.4.4. Mikrobiológiai vízminőségi jellemzők.....                               | 34 |
| 1.4.5. Az ivóvíz általános jellemzői és minősítése .....                       | 35 |
| 1.5. Az ivóvízellátás folyamata .....                                          | 37 |

|                                                              |    |
|--------------------------------------------------------------|----|
| 1.5.1. Vízszerezés felszíni vízből .....                     | 37 |
| 1.5.2. Vízszerezés felszín alatti vízből .....               | 38 |
| 1.5.3. Az ivóvíz megfelelő minőségének biztosítása.....      | 39 |
| 1.5.4. Az ivóvíz továbbítása és elosztása.....               | 41 |
| 1.6. Az ivóvíz megfelelő minőségét kockáztató tényezők ..... | 41 |
| 1.7. Részkövetkeztetések.....                                | 43 |
| 2. Szerves mikroszennyezők bemutatása .....                  | 45 |
| 2.1. Szerves mikroszennyezők csoportosítása és eredete.....  | 47 |
| 2.1.1. Gyógyszermaradványok .....                            | 48 |
| 2.1.2. Pszichoaktív szerek.....                              | 49 |
| 2.1.3. Kozmetikai és testápoló szerek.....                   | 50 |
| 2.1.4. Rezisztencia gének .....                              | 51 |
| 2.1.5. Peszticidek .....                                     | 52 |
| 2.1.6. Életviteli termékek, élelmiszer adalékanyagok .....   | 56 |
| 2.1.7. Felületaktív anyagok .....                            | 58 |
| 2.1.8. Szerves fertőtlenítési melléktermékek.....            | 60 |
| 2.1.9. Égési melléktermékek.....                             | 63 |
| 2.1.10. Egyéb ipari eredetű vegyületek.....                  | 64 |
| 2.1.10.1. Poliklórozott bifenilek .....                      | 65 |
| 2.1.10.2. Biszfenolok .....                                  | 65 |
| 2.1.10.3. Per- és polifluorozott alkilvegyületek.....        | 67 |
| 2.1.10.4. Lágyítók .....                                     | 67 |
| 2.1.10.5. Égésgátlók.....                                    | 68 |
| 2.1.10.6. Üzemanyagadalékok .....                            | 70 |
| 2.1.11. Toxinok .....                                        | 70 |
| 2.1.12. Fémorganikus vegyületek .....                        | 71 |
| 2.1.13. Mikro- és nanoműanyagok.....                         | 72 |

|                                                                                                               |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 2.2. Részkövetkeztetések.....                                                                                 | 74  |
| 3. Szerves mikroszennyezők előfordulása ivóvízbázisokban.....                                                 | 76  |
| 3.1. Szerves mikroszennyezők előfordulása felszíni vizekben .....                                             | 77  |
| 3.2. Szerves mikroszennyezők előfordulása felszín alatti ivóvízbázisokban.....                                | 80  |
| 3.2.1. Szerves mikroszennyezők előfordulása talajvízbázisokban .....                                          | 80  |
| 3.2.2. Szerves mikroszennyezők előfordulása rétegvízbázisokban.....                                           | 82  |
| 3.2.3. Szerves mikroszennyezők előfordulása karsztvízbázisokban .....                                         | 83  |
| 3.3. Szerves mikroszennyezők előfordulása és viselkedése parti szűrésű<br>vízbázisokban.....                  | 84  |
| 3.3.1. Parti szűrt víz arány meghatározása a termelőkutak vizében .....                                       | 85  |
| 3.3.2. Szerves mikroszennyezők előfordulásának vizsgálata a bajai parti szűrésű<br>vízbázison.....            | 90  |
| 3.3.3. Szerves mikroszennyezők előfordulása budapesti parti szűrésű<br>vízbázisokon.....                      | 93  |
| 3.3.4. Mikroszennyezők koncentrációjának csökkenése és a szivárgási úthossz<br>kapcsolata .....               | 95  |
| 3.4. Részkövetkeztetések.....                                                                                 | 96  |
| 4. Az alkalmazott ivóvíztisztító technológiák hatékonysága a szerves<br>mikroszennyezők eltávolításában ..... | 99  |
| 4.1. Szerves mikroszennyezők eltávolításának lehetőségei az ivóvíztisztítás<br>folyamatában.....              | 99  |
| 4.1.1. Derítés: a koaguláció, flokkuláció, és a szedimentáció folyamata .....                                 | 100 |
| 4.1.2. Adszorpció: aktív szén alkalmazása technológiai folyamatokban .....                                    | 103 |
| 4.1.3. Klórozás, ózonozás és UV-fény .....                                                                    | 107 |
| 4.1.4. Membrántechnológiák .....                                                                              | 108 |
| 4.2. Részkövetkeztetések.....                                                                                 | 111 |
| 5. Szerves mikroszennyezők kockázatbecslése a parti szűrésen alapuló<br>ivóvízellátásban.....                 | 112 |

|                                                                                                                             |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 5.1. Szerves mikroszennyezők ökológiai kockázatbecslésének módszerei .....                                                  | 112 |
| 5.1.1. Kockázati tényező meghatározása.....                                                                                 | 114 |
| 5.1.2. Pontozás és rangsorolás alapú kockázatbecslés.....                                                                   | 118 |
| 5.1.3. SAR és QSAR modellek .....                                                                                           | 120 |
| 5.1.4. Az ECOSAR-modell .....                                                                                               | 122 |
| 5.2. Szerves mikroszennyezők kockázatbecslése Budapest ivóvízellátásban.....                                                | 122 |
| 5.2.1. Kockázati tényező meghatározása egyes szerves mikroszennyezők esetében                                               | 124 |
| 5.3. Részkövetkeztetések.....                                                                                               | 130 |
| 6. Kérdőíves kutatás a hazai lakosság szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos ismereteinek és véleményének felmérésére ..... | 132 |
| 6.1. A kérdőíves kutatás bemutatása .....                                                                                   | 132 |
| 6.1.1. A felmérés eredményeinek részletezése .....                                                                          | 133 |
| 6.1.1.1. Az ivóvíz minőségének megítélése szerves mikroszennyezők szempontjából .....                                       | 135 |
| 6.2. Részkövetkeztetések.....                                                                                               | 143 |
| Az elvégzett kutatás összefoglalása .....                                                                                   | 145 |
| Összegzett következtetések.....                                                                                             | 147 |
| Új tudományos eredmények, tézisek.....                                                                                      | 149 |
| A kutatási eredmények gyakorlati felhasználhatósága .....                                                                   | 150 |
| Ajánlások .....                                                                                                             | 150 |
| A témakörben készült publikációim .....                                                                                     | 151 |
| Irodalomjegyzék.....                                                                                                        | 153 |
| Ábrák jegyzéke.....                                                                                                         | 162 |
| Táblázatok jegyzéke.....                                                                                                    | 163 |
| Mellékletek.....                                                                                                            | 165 |

## BEVEZETÉS, A TÉMA AKTUALITÁSA

Az utóbbi évtizedek tapasztalatai egyértelműen rávilágítottak arra a tényre, hogy a Föld vízkészlete véges és meglehetősen sérülékeny. A bolygónkon fellelhető víz mennyisége jelentős, mintegy 1,4 milliárd km<sup>3</sup>, ám ennek túlnyomó része emberi fogyasztásra, felhasználásra közvetlenül nem alkalmas [1]. Ahhoz, hogy a hasznosítható vízkészletekről valós képet kapjunk két szempont alapján szükséges megközelíteni a kérdést, ez pedig a vízkészlet elérhetősége és minősége. Előbbiről szólva megállapítható, hogy a vízkészletek megoszlása a Földön nem egyenletes, meglehetősen nagy szélsőségek tapasztalhatók. Ez egyaránt igaz a felszíni és felszín alatti folyékony halmazállapotú édesvízkészletekre, ezek ugyanis a legalkalmasabbak ivóvíz előállítására. A permafrosztban felhalmozódott vízkészlet túlnyomó része az ember által lakott területektől távol helyezkedik el, a tengerek és óceánok nagy sótartalmú vize pedig csak jelentős költségek árán alakítható ivóvízzé.

Az ivóvíz minőségét szabványok és rendeletek szabályozzák. Az egyes szennyező komponensek származhatnak természetes, vagy antropogén forrásból, ezeknek egy részére a vonatkozó rendeletek egészségügyi határértékeket állapítanak meg. Az ivóvízkezelő technológiák célja, hogy a szennyező komponensek koncentrációját határérték alá csökkentsék. A felszíni és felszín alatti vizekben előforduló szennyezőanyagok közül az emberi tevékenységből származó vegyületek jelentik a legnagyobb problémát. Részből sokféleségük miatt, hiszen a kommunális, ipari és mezőgazdasági folyamatok több ezerféle szennyezőanyag kibocsátásáért tehetők felelőssé. Másrészt pedig azért, mert egyes szennyezőanyagok egészen alacsony koncentrációban is súlyos környezeti kárt és humán egészségügyi kockázatot okozhatnak. Ebből adódik, hogy egyes szennyezőanyag-emissziók rövid idő alatt hatalmas vízkészleteket tehetnek tönkre, korlátozhatják felhasználhatóságukat, hatásuk pedig igen hosszú ideig is fennmaradhat.

Fentiekre kiváló példa a szerves mikroszennyezők csoportja. A mai modern fogyasztói társadalom hatalmas mennyiségben használ szintetikus szerves anyagokat. Felhasználásuk az élet és általában az emberi tevékenység egészére kiterjed, az ipari folyamatoktól kezdve, az élelmiszertermelésen át a humán-, és állatgyógyászatig. A szintetikus szervesanyagok előállítása a II. világháborút követően kapott nagy lendületet, az előállított mennyiség évi 1 millió tonnáról 400 millió tonnára növekedett [2]

Évek, évtizedek kellettek ahhoz, hogy fény derüljön egyes vegyi anyagok ártalmas hatására. E felismerés „zászlóshajója” a *diklór-difenil-triklóretán (DDT)* amelyből korábban hatalmas mennyiséget állított elő a vegyipar és használt fel a mezőgazdaság, elsősorban növényvédelemre. Később – felismerve perzisztens tulajdonságait és humán karcinogén hatását – az elsők között tiltották be alkalmazását. Azóta a vegyészet, a kémiai analitika és az orvostudomány számtalan vegyület kapcsán fedezett fel hasonló negatív hatást, így közvetlen céllá vált az ártalmas vegyületek kiváltása. Nem szabad azonban elfeledkezni arról a tényről, hogy a szintetikus vegyületeket elsősorban előnyös tulajdonságaik miatt alkalmazzuk. A gyógyszerek emberek millióinak életét mentették meg, vagy tették könnyebbé mindennapjaikat. Viszont nem hunyhatunk szemet afelett, hogy e gyógyszer-hatóanyagok és metabolitjaik hasonlóan más szintetikus vegyületekhez megjelentek a környezetünkben és hatást gyakorolnak az ökoszisztémára, valamint vízkészleteink, vízbázisaink állapotára. A nagyműszeres kémiai analitika segítségével ma már literenként nanogramnyi mennyiségben is képesek vagyunk vegyületeket kimutatni. Ezzel egyre tisztább képet kapunk a szerves mikroszennyező anyagok környezeti jelenlétéről. Az elmúlt évtizedek kutatómunkái jelentős mennyiségű információt és adatot eredményeztek, ezek pedig azt tükrözik, hogy e szennyezőanyagok változó koncentrációban, de jelen vannak felszíni és felszín alatti vizeinkben. Ahhoz, hogy vízkészleteink állapotromlását megállítsuk és vízminőség-javulást érzünk el gondosan megtervezett forgatókönyv alapján határozott lépéseket kell tennünk. Ennek első lépése lehet a szerves mikroszennyezők okozta kockázatok pontos meghatározása.

## **A TUDOMÁNYOS PROBLÉMA MEGFOGALMAZÁSA**

A megfelelő mennyiségű és minőségű ivóvíz biztosítása minden ország kiemelt feladata. Magyarországon az egészséges ivóvízhez való hozzáférés jogát az Alaptörvény XX. cikkének 2. bekezdése rögzíti [3]. A biztonságos vízellátás feltétele az előállított ivóvíz rendszeres vízkémiai vizsgálata, amelynek részleteit az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről szóló 201/2001. (X.25.) Kormányrendelet tartalmazza [4]. A kormányrendelet részletesen kitér a mintavételek gyakoriságára, illetve azokra a szennyezőanyagokra, amelyek koncentrációját a vizsgálatok során a vízből meghatározni szükséges. Ez a rendelet az emberi



fogyasztásra szánt víz minőségéről szóló 98/83/EK tanácsi irányelv alapján és annak mindenben megfelelően jött létre [5]. Az egyes szennyezőanyagokra vonatkozó határértékek az egészséges és biztonságos ivóvíz előállításának alapjai.

Azonban problémát jelent, hogy a szerves mikroszennyezők köre – részben a rendelkezésünkre álló meglehetősen kevés információ miatt – nem képezik részét az ivóvíz minőségét szabályzó rendeleteknek és a rutin vízminőség vizsgálatoknak. A tudományos közösség csak a legutóbbi évtizedekben fordult e szennyezőanyagok mélyreható kutatása felé, az eredmények publikálása pedig napjainkban is folyamatos. A jogalkotás meglehetősen lassú rendszere ezidáig nem dolgozta fel ezen eredményeket, így beemelésük az alkalmazott rendelkezésekbe és szabályzásokba mindeddig nem történt meg.

Ahhoz, hogy e célhoz közelebb kerüljünk fontos, hogy a szerves mikroszennyezők ivóvízbázisainkban és ivóvizeinkben való jelenlétéről és mennyiségéről átfogó és pontos képet kapjunk. Ugyan korlátozott mennyiségben, de ma már rendelkezésünkre állnak hazai vízminőségi adatsorok, amelyek kifejezetten a szerves mikroszennyezők felszíni és felszín alatti vizeinkben és ivóvizünkben való előfordulásáról nyújtanak információt. Ezen adatok valódi értéke azonban csak akkor mutatkozik meg, ha számszerűsítjük azt a kockázatot, amelyet a fogyasztókra jelentenek. Olyan ivóvízre vonatkozó kockázatbecslés, amely több, egymástól független kutatás eredményeit használja fel, ezidáig hazánkban nem készült.

## **KUTATÁSI CÉLKITŰZÉSEK**

A parti szűrésű vízszerezés a teljes hazai víztermelés mintegy harmadát teszi ki. Magyarországon számos helyen üzemelnek parti szűrésű vízbázisok, ezeknek a kommunális vízellátásban különösen nagy szerepük van. Budapest teljes vízellátása parti szűrésű vízbázisokon alapul, amelyek közül a legnagyobbak a Szentendrei-szigeten és a Csepel-szigeten üzemelnek. Jelentőségük miatt a főváros parti szűrésű kútjainak vizében több kutatás is vizsgálta a szerves mikroszennyezők jelenlétét és koncentrációját. Kutatásom egyik alapvető célja, hogy összegyűjtssem és feldolgozzam a budapesti parti szűrésű vízbázison üzemelő kutakban mért szerves mikroszennyezőkre vonatkozó publikált adatsorokat. Ezeket az adatokat felhasználva kockázatbecslést készítek az egyes szerves mikroszennyezők humán egészségügyi hatására vonatkozóan. Céloom továbbá, hogy megvizsgáljam a parti szűrés hatásfokát

az egyes mikroszennyezők eltávolításában, mert az eddigi tapasztalatok azt mutatják, hogy a különböző vegyületek bomlási folyamatokkal szembeni ellenállása igen eltérő lehet. E tulajdonságukat – amely lényegében a perzisztenciával azonosítható – mindenképpen célszerű figyelembe venni az ivóvízellátásra jelentett kockázat meghatározásánál.

Kutatásom harmadik célja pedig az, hogy felmérjem a hazai lakosság ismereteit és véleményét a szerves mikroszennyezők okozta kockázatokkal kapcsolatban. A kérdőíves kutatásban elsősorban az ivóvízellátásra kívánok fókuszálni, a szerves mikroszennyezők ökológiai kockázatával kapcsolatos vélemények felmérése nem képezi e kutatás részét.

Kutatási célkitűzéseimet az alábbiak szerint fogalmaztam meg:

- Szerves mikroszennyezők ivóvízfogyasztásra gyakorolt humán egészségügyi kockázatbecslésének elkészítése a budapesti parti szűrésű vízbázisok vízminőségi adatsorai alapján.
- Szerves mikroszennyezők koncentráció-változásának vizsgálata és értékelése a parti szűrés folyamatában.
- A hazai lakosság szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos ismereteinek és véleményének felmérése és értékelése.

## **HIPOTÉZISEK**

A kutatási célkitűzéseim alapján az alábbi hipotéziseket állítottam fel:

1. Feltételezem, hogy a budapesti parti szűrésű vízbázisokban előforduló szerves mikroszennyezők koncentrációja jelenleg nem ér el egy olyan kritikus értéket, amely kockázatot jelentene az ivóvizet fogyasztó lakosságra, azaz szerves mikroszennyezők szempontjából a budapesti ivóvíz biztonsággal fogyasztható.
2. Elméletem szerint bár közvetlen összefüggés nincs az egyes szerves mikroszennyezők humán egészségügyi kockázatának mértéke és a parti szűrés degradációs folyamataival szembeni ellenállóságuk között, a kockázatbecslés e tulajdonság figyelembevételével tovább pontosítható.
3. Feltevésem szerint az hazai lakosság a szerves mikroszennyezők ivóvízellátásra és humán egészségügyre gyakorolt kockázatának mértékét sokkal jelentősebbnek látja, mint amekkora kockázat valójában mérhető, számolható.

## KUTATÁSI MÓDSZEREK

Kutatásomat az előzetesen meghatározott célkitűzések alapján végeztem el annak érdekében, hogy a felállított hipotéziseket igazolni vagy cáfolni tudjam.

- Kutatómunkámban többféle kutatási módszert alkalmaztam, ezek induktív és deduktív kutatási módszerek voltak, de nagy hangsúlyt fektettem az egymástól független információk szintézisére.
- Nagy részletességgel tanulmányoztam és elemeztem a releváns hazai és nemzetközi szakirodalmat, megvizsgáltam a hatályban lévő jogszabályokat, szabványokat. Ehhez elsősorban online elérhető adatbázisokat és folyóiratokat használtam.
- Számításokat végeztem és kockázatbecslést készítettem a szerves mikroszennyezők ivóvízellátásra gyakorolt kockázatának felmérésére, majd az eredmények alapján priorizáltam a vizsgált vegyületeket.
- Kérdőíves kutatást végeztem a hazai lakosság szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos ismereteinek és véleményének felmérése.
- Aktívan részt vettem hazai és nemzetközi konferenciákon, szakmai fórumokon, kapcsolatba léptem a témában jártas hazai és külföldi szakemberekkel.
- Kutatási eredményeimet rendszeresen publikáltam hazai és nemzetközi lektorált szakmai folyóiratokban. Eredményeimet és részeredményeimet előadások formájában is megosztottam a tudományos szakmai közösséggel.

## A RELEVÁNS SZAKIRODALOM ÁTTEKINTÉSE

Értekezésem elkészítéséhez összegyűjtöttem és elemeztem a vonatkozó hazai és nemzetközi szakirodalmat. A szakirodalom kutatásához rendszeresen használtam a Nemzeti Községi Szolgálati Egyetem által előfizetett adatbázisokat és folyóiratgyűjteményeket. Áttekintettem a fontosabb vonatkozó jogszabályokat, rendeleteket és törvényeket. Disszertációm témáját tekintve ezek közül a legfontosabbak az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről szóló 201/2001. (X. 25.) Kormányrendelet [4],

a vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási rendszerek védelméről szóló 123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet [6], valamint a felszín alatti vizek védelméről szóló 219/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet [7].

A vonatkozó szakirodalmi háttér elemzése során folyóiratcikkeket, szakkönyveket és internetes adatbázisokat használtam fel. Kutatómunkám során igyekeztem összegyűjteni azokat a publikációkat, amelyekre értekezésem elkészítése során támaszkodni tudtam. Ezek közül egyik legfontosabbnak Thomas Grischek professzor munkáit tartom, különösen az *„Attenuation of groundwater pollution by bank filtration”* című művet, amely a témában alapvető [8]. Abban a szerencsében volt részem, hogy Grischek professzorral néhány évig együtt is dolgozhattam. Vízkészleteink helyének és helyzetének megértése szempontjából Szöllösi-Nagy András munkáit emelném ki, mint a *Sorsfordító a fejlődésben – Válaszút előtt a világ vízgazdálkodása* című publikációt [9]. Vízbiztonság, ivóvízbiztonság témakörben többek között Padányi József *Vízkonfliktusok* című művét tanulmányoztam [10], továbbá Földi László és Halász László munkáit, mint a *Környezetbiztonság* című könyv használtam fel [11]. Kiemelném Földi László és Kuti Rajmund közös munkáit az *Extreme weather phenomena, improvement of preparedness* [12] és az *Extreme weather phenomena 2, The process of remediation* [13] című műveket, amelyeket munkám során többször is felhasználtam. Értekezésem szempontjából legmeghatározóbb publikációk hidrológiai, hidrogeológiai témakörben Mádlné Szőnyi Judit és Szilávik Lajos nevéhez kapcsolódnak. A Hidrogeológia [14], valamint a Hidrológia-Hidraulika [1] című munkákra értekezésemben is többször hivatkozok. Szerves mikroszennyezők témakörében alapvető munka Knisz Judit által szerkesztett *„Szerves mikroszennyezők a vizekben”* című kiadvány [2]. A disszertációm egyik alapvető célja, a kockázatbecslés megvalósításához legfőképpen Nagy-Kovács Zsuzsanna *Behavior of Organic Micropollutants During River Bank Filtration in Budapest, Hungary* [15], valamint Kondor Attila Csaba és munkatársaik által az *Occurrence of pharmaceuticals in the Danube and drinking water wells: Efficiency of riverbank filtration* [16] című munkában publikált adatsorokra támaszkodtam. A disszertáció elkészítéséhez felhasználtam a Központi Statisztikai Hivatal, a Nemzeti Népegészségügyi Központ, valamint a Magyar Víziközmű Szövetség egyes kiadványait, jelentéseit is. A kockázatbecslés elkészítéséhez sok adatot a WHO, azaz az Egészségügyi Világszervezet, valamint az EPA, azaz Az Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynöksége által publikált kiadványokból és jelentésekből gyűjtöttem össze.

A szakirodalmakat az egyes fejezetekben részletesen is bemutatom, az értekezés végén feltüntetett irodalomjegyzék pedig összesítve tartalmazza mindazokat a publikációkat, melyeket kutatómunkám során felhasználtam.

## **A DOLGOZAT FORMAI FELÉPÍTÉSE**

Az értekezésre vonatkozó formai követelményeket a Nemzeti Közszerződési Egyetem 2020/2021-es tanévben kiadott doktori szabályzatának előírásai alapján alakítottam ki. A vonatkozó szakirodalmi források, felhasznált adatbázisok, idézett jogszabályok és rendeletek hivatkozásához sorszámozott hivatkozási rendszert használtam, azaz előfordulásuk sorrendjében, szögletes zárójellel és arab számozással jelöltem azokat, majd a dolgozat végén az Irodalomjegyzékben a hivatkozás sorrendjében tüntettem fel. Egyes kifejezések magyarázatát vagy kiegészítő információit, valamint az idegen nyelvű szakkifejezések fordításait „lábjegyzet” formában tüntettem fel. A rövidítések magyarázatát a szövegben és rövidítések jegyzékében is megadtam. A dolgozat csak saját szerkesztésű ábrákat tartalmaz. A nem saját szerkesztésű táblázatok esetében a forrásokat az egyéb szakirodalmi forrásokkal folytatódólagosan számozva, szögletes zárójellel tüntettem fel. A dolgozat mellékletét képezi az ábra- és táblázatjegyzék, valamint a kérdőíves felméréshez használt kérdőív, illetve annak összesített eredménye.

## **A DOLGOZAT TARTALMI FELÉPÍTÉSE**

A célkitűzések logikus sorrendjét szem előtt tartva a doktori értekezést hét egymásra épülő tartalmi fejezetre bontottam.

Az első fejezetben bemutatom a globális és hazai vízkészletek jellemzőit, állapotát, elhelyezem a hazai felszíni és felszín alatti vizeinket a vízkörforgalomban. Részletesen jellemzem az egyes felszín alatti víztípusokat, azok kihasználtságának arányát, valamint a vízbázisvédelem elméleti és gyakorlati aspektusait. Ugyanebben a fejezetben térek ki az ivóvíz minősítésének szempontjaira is. Bemutatom az ivóvízellátás folyamatát, a vízszerezés gyakorlati módszerein keresztül, az ivóvízkezelés alapvető lépésein és technológiáin át egészen az ivóvíz továbbításának és elosztásának gyakorlatáig. Végül kitérek az ivóvíz megfelelő minőségét veszélyeztető tényezők elemzésére is.

A második fejezetben bemutatom a szerves mikroszennyezők egyes csoportjait, a csoportosítás lehetséges szempontjait és kitérek a leggyakoribb emissziókra. Minden csoportnál igyekszem példákat bemutatni az ökológiai és humán egészségügyi hatásokra is.

A harmadik fejezetben a szerves mikroszennyezők vízbázisokban való előfordulásáról írok. Részletesen elemzem az eddigi hazai kutatási eredményeket, külön térek ki az egyes vízbázis típusokra. Az értekezés témájához legszorosabban kapcsolódó parti szűrésű vízbázisokról is ebben a fejezetben írok, külön kitérek a szerves mikroszennyezők viselkedésére, koncentrációjuk csökkenése és a szivárgási úthossz közötti kapcsolatra. Bemutatom azt a kutatásomat, amely során parti szűrésű víz eredetét vizsgáltam stabil izotóparány mérésének módszerével.

A negyedik fejezetben a széles körben alkalmazott ivóvíztisztító folyamatokat és technológiákat mutatom be, elsősorban a szerves mikroszennyezők eltávolításában tapasztalható hatékonyságuk szempontjából.

Az értekezés egyik alapvető célja egy kockázatbecslés készítése. Ezért az ötödik fejezetben térek ki azoknak a kockázatbecslő módszereknek az ismertetésére, amelyeket szerves mikroszennyezők esetén elsősorban ökológiai, vagy környezeti kockázatelemzésre használnak. Az egyes módszereket összehasonlítom, kitérek az előnyeik és korlátaik bemutatására, összevetésére. Ugyanebben a fejezetben a rendelkezésemre álló adatsorokat felhasználva kockázatbecslést készítek Budapest parti szűrésű vízbázisokon alapuló ivóvízellátására. Bemutatom azt a módszert, ami meglátásom szerint a leginkább alkalmazható erre a feladatra. Részletesen kitérek a számítás módjára és menetére. Az eredményeket táblázatos formában és grafikonon is bemutatom. A kockázatbecslést kiegészítem a parti szűrés hatékonyságára vonatkozó tényezőkkel is.

Végül a hatodik fejezetben ismertetem a kérdőíves kutatásom eredményeit. Bemutatom a kérdőív felépítését, indoklom a kérdések felépítését és sorrendjét. Az eredményeket diagramokon is ábrázolom.

A doktori értekezésem célkitűzéseinek meghatározásakor fontosnak tartottam, hogy minél pontosabban leszűkítsem a kutatási területet és csak az általam választott témára fókuszáljak. Ebből adódóan az értekezésben csak a parti szűrésű vízbázisokkal foglalkozom részletesen és csupán érintőlegesen térek ki a többi felszíni és felszín alatti vízbázis bemutatására. A szerves mikroszennyezők mellett a többi gyakori

természetes és antropogén szennyezőanyaggal a disszertációmban nem foglalkozom. A vízellátás teljes folyamatához ugyan hozzátartozik a szennyvíz kezelése is és a szerves mikroszennyezők környezeti jelenléte szempontjából a szennyvíztisztítás szerepe jelentős, de jelen értekezésben csak az ivóvíz vizsgálatával foglalkozom.

## 1. VÍZKÉSZLETEK ÉS VÍZELLÁTÁS

Ahogy a bevezetésben már említettem Föld teljes vízkészlete 1,386 milliárd  $\text{km}^3$ -re becsülhető, amely teljesen egyedülállóvá teszi bolygónkat a Naprendszerben. A földi vízkészlet mennyisége nem változott a legutóbbi földtörténeti kor, a holocén alatt, annak eloszlása viszont meglehetősen egyenletlen. Mindemellett a nagy és egyre növekvő vízigényű emberi populáció mérete jelentősen nőtt az elmúlt néhány száz évben [9]. Bár a bolygón található víz mennyisége szinte felfoghatatlanul nagynek tűnik, mégis egyre gyakrabban kerül szóba a vízválság kérdése. A teljes földi vízkészlet különböző halmazállapotokban és víztározó közegekben fordul elő. Az összes víz 97,5%-a az óceánokban és tengerekben található sós víz, a maradék 2,5% az édesvízkészlet, amelynek kb. 60%-a jég formájában tározdik elsősorban az Északi-sarkon, az Antarktison, valamint magashegységek gleccsereiben és a permafrosztban. A maradék édesvíz felszíni és felszín alatti víztartókban raktározódik.

### 1.1. Vízkészletek előfordulása és megoszlása a Földön

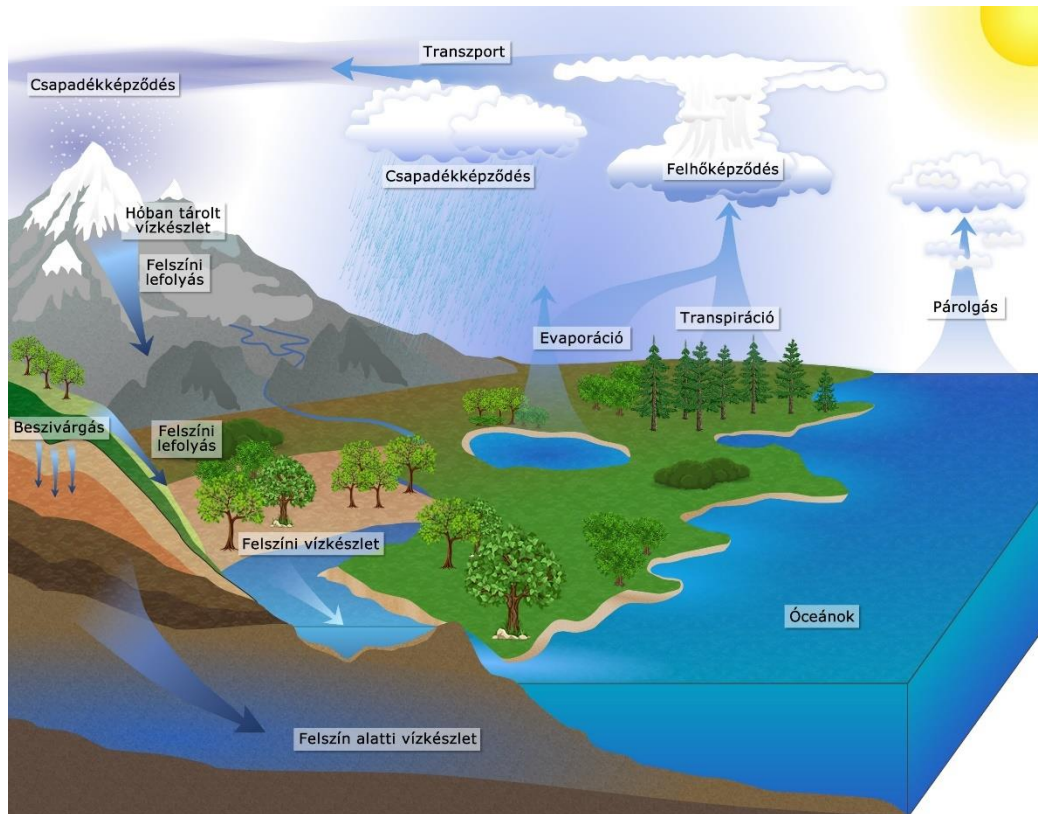
A vízkészlet olyan vízállapot, vagy vízállapotok időbeni sorozata, amely mennyiségi és minőségi paraméterekkel jellemezhető és jól meghatározható. A hidrológiai körfolyamatba való bekapcsolódás alapján meghatározunk statikus és dinamikus vízkészleteket. A statikus vízkészlet nem vesz részt a hidrológiai körfolyamatban, hosszú időn keresztül állandó marad, jellemzően a felszín alatti mélységi rétegvizek sorolhatók ebbe a csoportba. A dinamikus vízkészlet ezzel szemben a hidrológiai körfolyamat részeként folyamatosan megújul és változó intenzitással utánpótlódik. A felszíni, illetve a sekély mélységű felszín alatti víztestek tartoznak ide.

A víz körforgásában résztvevő víztömegek túlnyomó része *vadózus víz*, azaz már régóta a hidrológiai ciklus része. Ehhez a mennyiséghez adódik hozzá a vulkáni tevékenység által termelt *juvenilis víz*, amely először kapcsolódik be a körforgásba, ennek mennyisége csupán néhány tized  $\text{km}^3$  évente. A földfelszínre hullott csapadék egy része beszivárog a felszín alatti rétegekbe és ott hosszabb-rövidebb időre – például ásványi kötésbe kerülve – kikerülhet a hidrológiai ciklusból. Ezek nevezzük *profundus vizeknek* [17].

A Föld vízkészlete tehát nagyjából állandónak tekinthető. A teljes vízkészletnek csupán egy része vesz részt a hidrológiai ciklusban. Számítások szerint  $396\,000\text{ km}^3$



víz fordul meg egy év leforgása alatt. E vízmennyiség túlnyomó része, mintegy 334 000 km<sup>3</sup> az óceánok párolgásából, míg 62 000 km<sup>3</sup> a szárazföld evapotranspirációjából származik. Az elpárolgó vízmennyiség túlnyomó része, mintegy 78%-a az óceánokra hullik vissza, és csupán ötödrésze a szárazföldekre hulló folyékony, vagy szilárd halmazállapotú csapadék. A szárazföldi csapadék 1/3-a a vízfolyásokon keresztül éri el az óceánokat, 2/3-a pedig párolgás révén marad a hidrológiai ciklusban. A hidrológiai ciklus egyszerűsített folyamatát az 1. ábrán mutatom be.



1. ábra: A hidrológiai ciklus ábrázolása (a szerző munkája)

A víz körforgása tulajdonképpen halmazállapot-változások, helyváltoztatások, valamint tározódások olyan sorozata, amelyet a Napból származó sugárzás energiája, valamint a Föld gravitációs ereje tart fent. Ez a két erő, amely a hidrológiai ciklust működteti és amely a vízkészletek mennyiségi és minőségi jellemzőit is meghatározza. A vízkészlet közvetlen forrása a csapadék, amely egyaránt előfordul szilárd és folyékony halmazállapotban. A szilárd halmazállapotban földre hulló csapadék egy része felhalmozódik és huzamosabb ideig raktározódik hó és jég formájában, míg másik része egy éven belül elolvad és hozzáadódik a lefolyáshoz. A felszíni lefolyás a vízrajzi elemek közül azon vízmennyiséget jelöli, mely a csapadékhullás helyétől a vízfolyás, vagy állóvíz medréig eljut. A lefolyásban mozgó víz mennyiségét jelentősen

befolyásolják a domborzati, talajtani adottságok. A felszíni lefolyások mellett jelentős az a vízmennyiség, amelyet a csapadékhullást követően a növényzet lombfelülete, valamint az avarszint tárolni képes. Természetesen az egyes biotopok növény szerkezetének víztároló képességei között nagyságrendi különbség is lehet.

A medrekbe jutó víz a gravitáció hatására mozog az alacsonyabb magasságon fekvő térszín felé. A medrekben tárolt, vagy átfolyó víz mennyisége dinamikusan változik, gyakran szezonális változást mutat. Vízmérlegét tekintve a veszteségek között szerepel az elszivárgás és a felületi párolgás, míg a közvetlen csapadék és felszín alatti hozzáfolyás mennyiség-növelő tényező.

Természetesen a víz körforgásában nem csak a felszíni, hanem a felszín alatti vizeknek is nagy szerepük van. A felszín alatti vízkészletek nem tekintendők állandónak, a hozzáfolyás, elfolyás, sőt a párolgás is jelentős tényező. A beszivárgási folyamatokat követően a víz néhány naptól akár több ezer évig terjedő időt tölthet el a felszín alatt. A vízkészletek horizontális áramlása a felszín alatt jellemzően lassabb, mint a felszíni vízfolyások esetében.

A szabad vízfelületek és a földfelszín evaporációja, valamint a növényzet transzpirációja révén kerül a víz az atmoszférába. A földi légkör legalsó rétege a troposzféra tartalmazza a légköri víz 98%-át. A víz a légkörben jellemzően mindhárom halmazállapotban jelen van és a felhő-, csapadékképződés során több halmazállapotváltozás is lezajlik. A gázhalmazállapotú vízpára kondenzáció révén válik folyadék halmazállapotú vízzé és a depozíció folyamatában lesz belőle jég. A folyékony vízcseppek megfelelő körülmények között megfagyhatnak és kisebb-nagyobb jégszemcséket képezhetnek. Az így keletkező csapadék lehullik, egy része közben elpárolog, másik része pedig szélsőséges területi és időbeni eloszlásban elérheti a földfelszínt.

A vízkörforgásban jelentős tényező az egyes tározó közegekben tárolt víz mennyisége és átlagos tartózkodási ideje. Tartózkodási időnek azt az időtartamot tekintjük, amit egy vízmolekula az adott víztartó közegben átlagosan eltölt. Ez természetesen függ a halmazállapottól, a tárolt víz mennyiségétől, illetve a tározóba történő bejutás és kijutás sebességétől. Az I. táblázat az egyes tározó közegekben előforduló víz mennyiségi mutatóit, valamint az átlagos tartózkodási időket foglalja össze.

**I. táblázat: A Föld víztározó közegeiben tárolt vízmennyiségek és átlagos tartózkodási idejük. (Szlávik et. al. alapján [1])**

| Víztározó közeg     | Víz-tömeg [millió km <sup>3</sup> ] |                       | A teljes víz-tömeghez viszonyított arány [%] | Átlagos tartózkodási idő |     |
|---------------------|-------------------------------------|-----------------------|----------------------------------------------|--------------------------|-----|
|                     | Statikus                            | Megújuló (éven belül) |                                              | év                       | nap |
| Óceánok és tengerek | 1330                                | 0,4                   | 96,56                                        | 3250                     |     |
| Szárazföld          | 20                                  | 0,149                 | 1,4                                          | 135                      |     |
| Folyókák            | 0,002                               | 0,0370                | 0,00014                                      |                          | 16  |
| Állóvizek           | 0,750                               | 0,0007                | 0,054                                        | 17                       |     |
| Feszín alatti vizek | 19,248                              | 0,17                  | 1,39                                         | 1400                     |     |
| Permafroszt         | 14,6                                | 0,0006                | 1,05                                         | 12000                    |     |
| Légkör              | 0,02                                | 0,51                  | <0,01                                        |                          | 14  |

A szárazföldre jellemzően több csapadék hullik le, mint amennyi párolgás útján visszajut a légkörbe. A csapadék és a párolgás közötti különbséget a szárazföldi vizek felszíni és felszín alatti lefolyása egyenlíti ki. Ez a vízmennyiség jut vissza a tengerekbe és óceánokba. Fentiek alapján egy adott területre felállítható egy vízforgalom-összefüggés az alábbi módon:

$$V_1 = C + c - F - P,$$

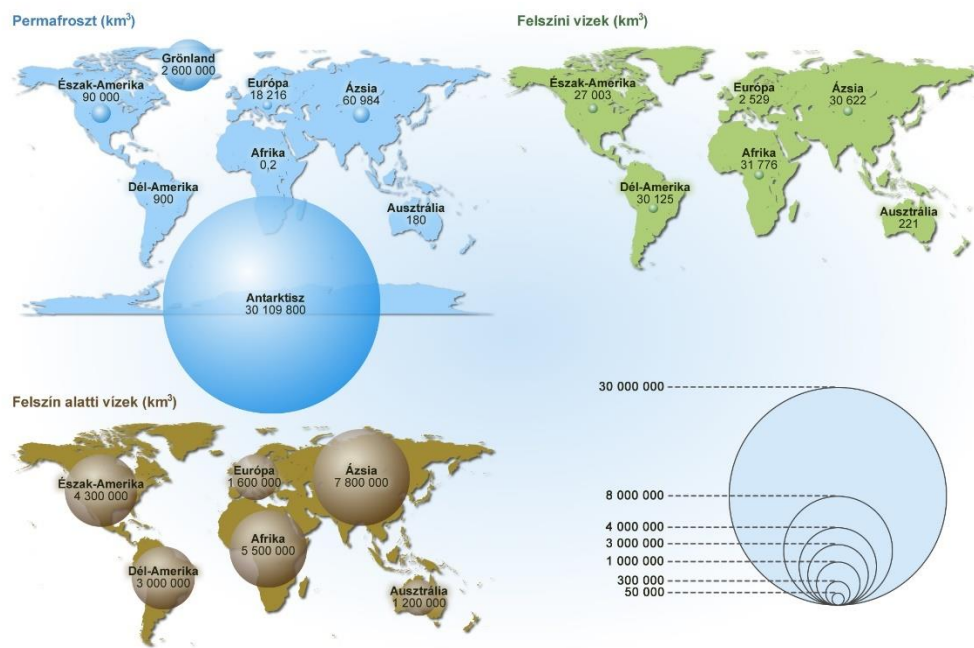
ahol C és c az adott területre időegység alatt hulló makro és mikrocseppek<sup>1</sup>, F és P pedig a lefolyás és párolgás útján távozó vízmennyiség [18].

A hidrológiai ciklus révén az egyes vízkészletek térben és időben változnak, állandó mozgásban vannak. Egy adott víztartót vizsgálva a pillanatnyi mennyiség meghatározásakor a statikus vízkészletet tudjuk számszerűsíteni. Ugyanakkor a statikus vízkészlet mellett fontos tényező a víztartó utánpótlódása és megújulása, amelyet pedig a dinamikus vízkészlet mennyiségével tudunk meghatározni. Az adott időegység alatt érkező, illetve távozó vízmennyiség határozza meg tehát a vízforgalmat. Ez az egyes víztartók között jelentősen eltérhet, a legkisebb a permafroszt, azaz az állandó jégborítottságú területek vízforgalma. Ezeken a területeken jellemzően kevés csapadék hullik és az olvadást követő lefolyás, valamint párolgás mértéke is jóval kisebb, mint egy felszíni víztestté. Mindebből az következik,

<sup>1</sup>A légkörben lévő vízgőz felszíni tereptárgyakra történő közvetlen kicsapódása révén létrejövő csapadék.

hogy a hidrológiai ciklus nem egyetlen jól körülhatárolható körfolyamat, sokkal inkább az időben egymás mellett haladó, egymásra ható és dinamikus kapcsolatban lévő folyamatok összessége.

Az egyes kontinensek vízkészletét és a víztározó közegekben raktározódó vízmennyiségek arányát a földfelszínen való elhelyezkedésük, domborzati tulajdonságaik, valamint a rájuk jellemző éghajlati és meteorológiai paraméterek határozzák meg. A vízkészletek megoszlását a kontinensek között a 2. ábra szemlélteti.



2. ábra: Az édesvízkészletek megoszlása a kontinensek között (a szerző munkája USGS [19] és WMO alapján [20])

A kontinensekre jellemző vízállapotok között tehát szembevető a különbség, de egyenlőtlenségekre, mennyiségi és minőségi különbségekre Magyarország vízrajzát vizsgálva is találunk példát.

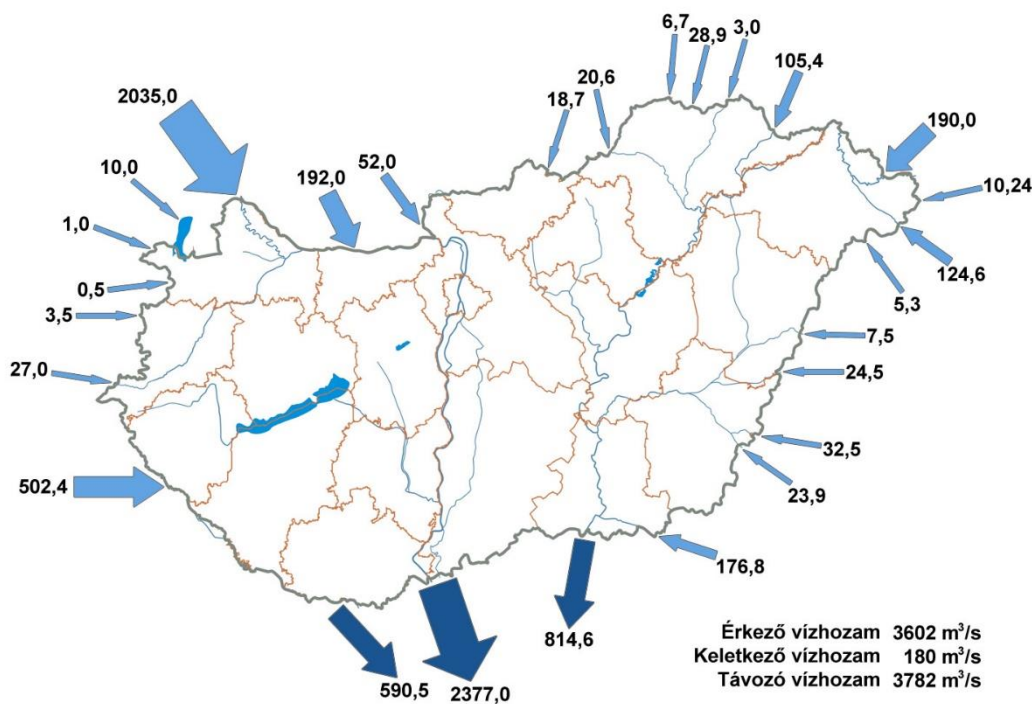
## 1.2. Magyarország vízkészlete

Magyarország vízrajza szempontjából meghatározó a földtörténeti korok során kialakult medencejelleg. Az Alpok, a Kárpátok és a Dinári-hegység által többé-kevésbé körbezárt Kárpát-medence és a benne található tájegységek nem azonos korúak. Megtalálhatók harmadidőszakban kialakult karsztosodott röghegységek, mint a Bakony, de fiatal, alig néhány millió éves, neogén, vulkanikus eredetű hegyek is, mint amilyen a Badacsony. Ami egységessé teszi a Kárpát-medencét, hogy

geológiaiailag a Tethys-óceán egyik üledékgyűjtő medencéje volt. A kialakult Paratethys sekélytengeri medencéje egyre inkább feltöltődött, majd az ős-Duna először a mai Dunántúlt, majd később a Duna-Tisza köze területét bebarangolva fokozatosan töltötte fel üledékével. A magas sótartalmú, ős-tengeri eredetű vizek a hazai termálvízkincs fontos részét képezik [21].

### 1.2.1. Felszíni vizeink a vízkörforgalomban

A medencejellegét hangsúlyozza, hogy a környező országokból 24 folyó lép be hazánk területére és mindössze 3 folyó hagyja el Magyarországot a déli országhatárnál (3. ábra). Állóvizeink, mint a Balaton, a Velencei-tó, vagy a Fertő-tó jellemzően sekély mélységűek. Magyarország teljes területe, így az összes folyó és állóvíz a Duna vízgyűjtőjéhez tartozik. Az érkező vízhozam nagyjából  $3600 \text{ m}^3/\text{s}$ , amelyhez keletkező vízhozamként adódik hozzá a csapadékból adódó lefolyás, így a távozó vízhozam valamivel több,  $3800 \text{ m}^3/\text{s}$ .

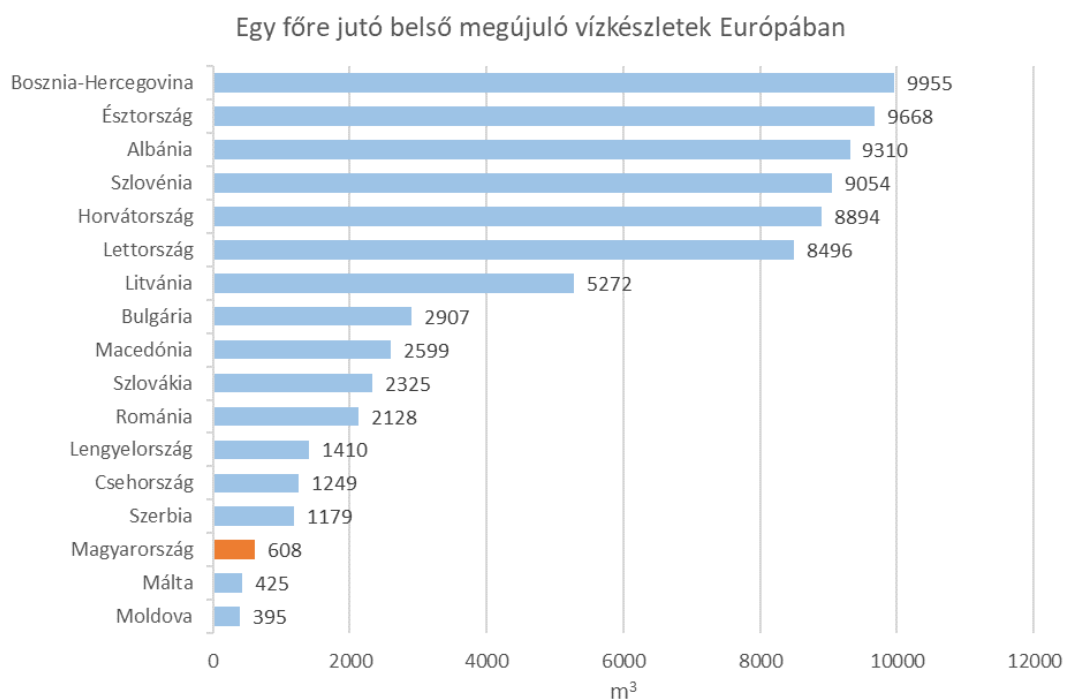


3. ábra: A Magyarországra érkező és távozó vízfolyások átlagos vízhozama (a szerző munkája a Magyar Tudományos Akadémia Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont Földrajztudományi Kutatóintézet alapján [22])

A 2013-as Budapesti Víz Világtalálkozó kapcsán hangzott el először és azóta időről-időre felbukkan az állítás, hogy Magyarország „víznagyhatalom”. Ez nem igazán szerencsés és meglehetősen megtévesztő kijelentés. Bár látszólag jelentős mennyiségű

felszíni és felszín alatti vízkészlettel rendelkezünk, a környező országokból érkező folyók vize nem tekinthető a belső megújuló vízkészlet részének.

Az országok vízkincsének és vízben való gazdagságának megállapításához az egy főre jutó, évente megújuló vízkészletet vesszük figyelembe [23]. A teljes vízkészletbe természetesen beleszámolandók a határokon túlról érkező folyók éves szállított vízmennyisége, a megújuló belső vízkészlet azonban ezeket nem veszi figyelembe. Hazánkban az egy főre jutó teljes vízkészlet  $10452 \text{ m}^3$ , amivel globálisan az 57., Európában pedig a 11. helyen állunk a rangsorban. A belső megújuló vízkészlet azonban ennél jóval kevesebb, hiszen ez a csapadék mennyiségének és az evapotranszspirációnak, azaz a talaj és a szabad vízfelszín, valamint a növényzet együttes párolgásának különbségéből számolható. Ez hazánkban nagyjából évi  $16,28 \text{ km}^3$ , amely a lehulló  $69,38 \text{ km}^3$  csapadék és az  $53,1 \text{ km}^3$  párolgás különbsége. Az egy főre jutó belső megújuló vízkészlet így mindössze  $608 \text{ m}^3$ , ami a globális rangsorban a 150., Európában pedig a 15. helyet jelenti. Az Európa országaira jellemző belső megújuló vízkészletek arányát a 4. ábra szemlélteti.

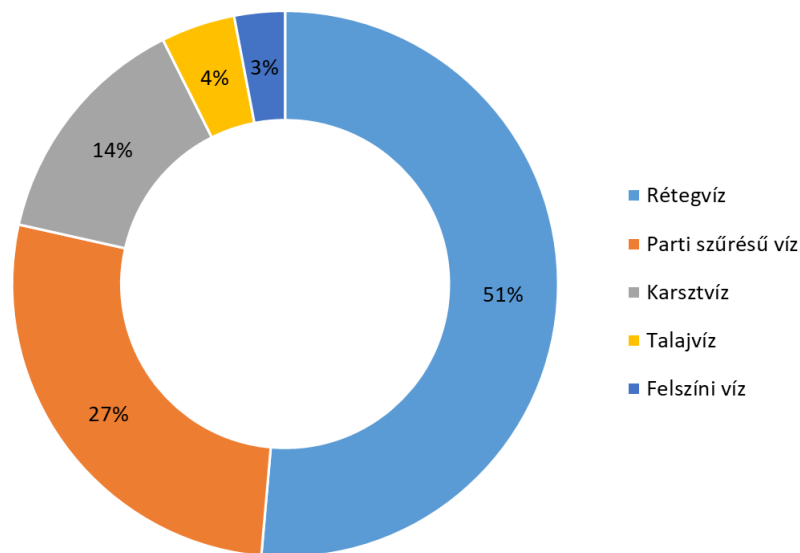


4. ábra: Európa országainak egy főre jutó belső megújuló vízkészletének adatai (a szerző munkája az ENSZ Élelmezési és Mezőgazdasági Szervezete (FAO) alapján [23])

Magyarország vízkincse tehát jelentősnek tűnhet, de felszíni vízkészletünk 95%-a határainkon túlról érkezik, ami tulajdonképpen egyfajta függőségi helyzetet is teremt. A vízkészlet pontosabb vizsgálatához érdemes elkülönítve vizsgálni a felszíni és



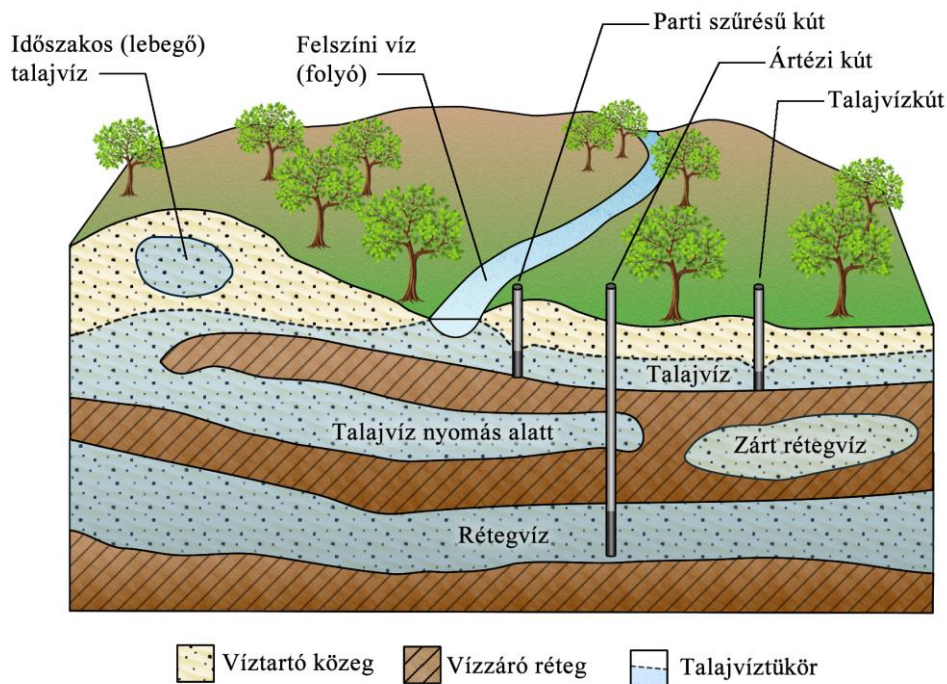
felszín alatti vízkészleteket, illetve az egyes vízbázis-típusok használatának arányát. A hazai felszíni és felszín alatti víztermelés egymáshoz viszonyított arányát az 5. ábra mutatja be.



5. ábra: A hazai víztermelés arányai víztípusok szerint, 2020-ban. (a szerző munkája a KSH adatai alapján [24])

### 1.2.2. Felszín alatti vizeink a vízkörforgalomban

Felszín alatti víznek a talajvíztükör alatt, a telített zónában elhelyezkedő víztestet nevezzük, amelynek egy jelentős része – a dinamikus készlet – a hidrológiai ciklus szerves részét képezi. Utánpótlódása túlnyomórészt a csapadék beszivárgásából történik, de figyelembe és számításban kell venni a különböző felszín alatti víztestek és a felszíni vizek között kialakuló vízforgalmat. A felszín alatti víztesteket és egymáshoz viszonyított elhelyezkedésüket a 6. ábra szemlélteti.



6. ábra: Felszín alatti víztípusok és egymáshoz viszonyított elhelyezkedésük (a szerző munkája)

Hidrogeológiai jellemzőik alapján a felszín alatti víztípusok között megkülönböztünk talajvizet, rétegvizet, parti szűrésű vizet és karsztvizet.

#### 1.2.2.1. A talajvíz általános jellemzői

A legfelső vízzáró réteg felett elhelyezkedő víztartó rétegben tározódó víztest a talajvíz [25]. Felső határa a talajvíztükör, amelynek mélysége a felszín alatt jellemzően nem nagyobb, mint 50 méter. A talajvíz utánpótlódása közvetlenül a felszín felől történik, így mennyiségére és minőségére nagymértékben hatnak a meteorológiai és más környezeti viszonyok. Ugyanezen okból adódóan különösen érzékeny a felszín felől érkező szennyezésekre. A talajvízre általában atmoszférikus nyomás jellemző, de egyes esetekben, például részben zárt víztartó közegben kialakulhat nyomás alatti talajvíz is [26]. Szélsőséges vízszintváltozásai, kitermelhető mennyisége, valamint gyakori szennyezettsége miatt ivóvízellátásra történő termelése nem jellemző, felhasználása elsősorban mezőgazdasági célú. A hazai talajvízbázisok szennyezettsége általánosan mondható, a talajvizekben általában többféle szennyezőanyag mutatható ki határérték feletti koncentrációban, mint a védett rétegvizekben.

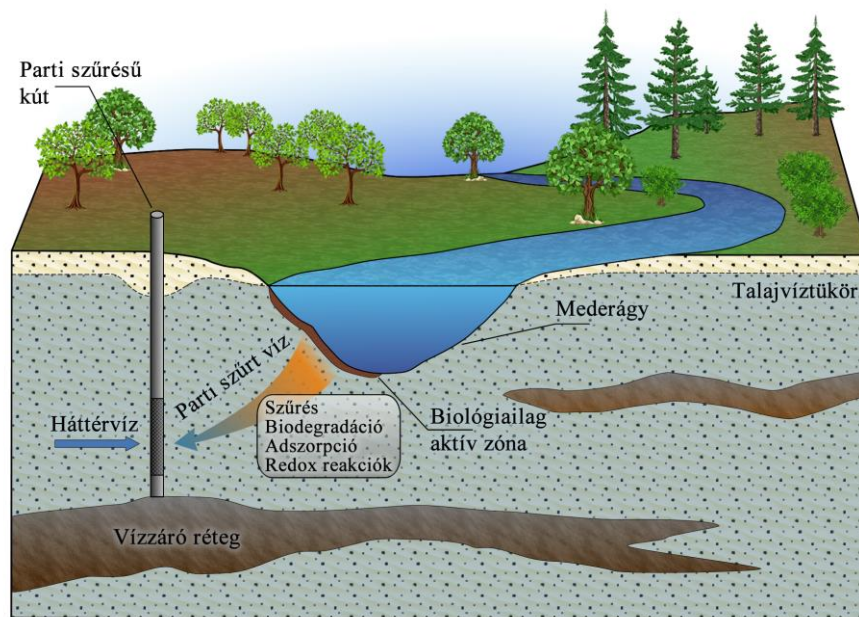


#### *1.2.2.2. A mélységi rétegvíz általános jellemzői*

A rétegvíz két vízzáró réteg között elhelyezkedő víztest. A közvetlen felszíni hatásoktól, szennyezésektől általában védett, de intenzív termelése esetén előfordulhat, hogy az utánpótlódás a felszínhez közelebbi, szennyezett rétegekből történik. A rétegvizek kitermelhető vízmennyiségét és minőségét nagyobb állandóság jellemzi, mint a talajvizekét, éppen ezért ivóvíz célú vízszerezésre lényegesen alkalmasabbak. Természetes eredetű szennyezőanyagok a vas, mangán és arzén vegyületei, problémát okozhat még a metán, szén-dioxid és a kén-hidrogén jelenléte, valamint a nyersvíz magas hőmérséklete. Egy zárt réteg vízáadó képessége tág határok között változhat, így egy rétegvízkút kialakítása előtt mindenképpen szükséges próbafúrások elvégzése és a vízáadó réteg diagnosztikája.

#### *1.2.2.3. A parti szűrésű víz általános jellemzői*

A parti szűrésű vízbázis minden esetben közvetlen kapcsolatban áll egy felszíni víztesttel és a termelt víz utánpótlódása legalább 50%-ot meghaladó mértékben a felszíni víz felől történő beszivárgásból származik [6]. A termelhető nyersvíz minősége a felszíni és a felszín alatti víztestek minőségének függvénye, de általában igen jó, akár az ivóvízszabvány előírásainak is megfelelhet. A többi felszín alatti vízbázishoz képest jelentős különbség, hogy a mederfalon átszivárgó felszíni víz összetett folyamaton megy keresztül, amely a vízminőségre pozitív hatást gyakorol. A szivárgás során fizikai-kémiai, mechanikai és mikrobiológiai folyamatok zajlanak, amelyek következtében többek között a felszíni víz lebegőanyag-tartalma és szervesanyag koncentrációja, valamint mikrobiológiai paraméterei akár több nagyságrenddel is javulhatnak. A parti szűrésű víz nem csak szűrt felszíni vízből áll. A szivárgás során a mederágy adottságainak és a szivárgási úthossz függvényében a felszíni víz változó arányban keveredik a talajvízzel, így a víztermelő kútból kitermelhető nyersvíz voltaképpen e kettő keveréke. Átmeneti vízformának tekintjük, de egyértelműen a felszín alatti vizek közé sorolandó. Kitermelése jellemzően csőkúttal, csápos kúttal, vagy galériával történik. A parti szűrés folyamatait a 7. ábrán foglaltam össze.



7. ábra: A parti szűrésű vízbázis elhelyezkedése és folyamatai (a szerző munkája)

Jelen értekezésben a parti szűrésű vízbázis szivárgása során lezajló folyamatok és a szerves mikroszennyezők koncentráció-változásának kapcsolata kap hangsúlyt. Erre a témára részletesebben a 3.1.3. fejezetben térek ki.

#### 1.2.2.4. A karsztvíz általános jellemzői

Hazánkban elsősorban a Bakony és az Északi-középhegység területein találunk karsztosodott karbonátos geológiai képződményeket. E területeken előforduló felszín alatti vízforma a karsztvíz, amely kitermelésre, vízkivételre általában megfelelő minőségben és mennyiségben áll rendelkezésre. Megkülönböztetünk nyílt és zárt karsztot, utóbbi változó mértékben védett a felszín felől érkező szennyezésektől, míg előbbi érzékeny a külső szennyezésekre. A karsztos képződményekre jellemző, hogy jelentős méretű felszín alatti térben, egymással összefüggő víztartó közegek, hasadékok, barlangok fordulnak elő, ezért utánpótlódása általában jónak mondható. Hazánkban a múlt század végéig a bányászati tevékenységgel összefüggésben a karsztvízszint sokfelé folyamatos csökkenést mutatott. A bányászat jelentőségének hazai csökkenésével karsztvizeink szintjének emelkedése általában mindenhol tapasztalható. A rétegvízhez hasonlóan a diffúz szennyezés kockázata a karsztvíz esetében lényegesen kisebb, mint a pontszerű szennyezőforrásoké. A karsztképződmény nyílt, vagy zárt jellemzőinek, valamint mélységének és utánpótlódásának függvényében változó mértékben veszélyeztethetik a víz minőségét.

#### 1.2.2.5. Hazai felszín alatti víztestek jellemzői és területi megoszlása

A különböző csapadékesemények jellemzően igen eltérő mértékű beszivárgást eredményeznek. Az intenzív, heves zivatarokat rövid idő alatt lehulló, jelentős mennyiségű csapadék jellemzi, ahol a felszíni lefolyás jelentős, a beszivárgás ezzel szemben kisebb arányú. A hosszan tartó, kis intenzitású esőzésnél pedig az arány fordított, azaz a beszivárgás lehet jelentős a felszíni lefolyással szemben. A beszivárgás aránya jellemzően a szilárd halmazállapotú csapadék, a hótakaró lassú olvadásánál a legnagyobb. Azonos csapadékmennyiség esetén a kisebb intenzitású csapadék lényegesen nagyobb szerepet játszik a felszín alatti víztest utánpótlódásában, mint a nagy intenzitású csapadékesemények [14].

A felszín irányából történő beszivárgás természetesen nagyban függ az adott kőzet szivárgási együtthatójától. A porózus, üledékes kőzetek közül a durva szemcsés kavics és homok szivárgási együtthatója a legnagyobb, a metamorf kőzetek közül pedig ez az érték a repedezett, karsztosodott karbonátos kőzetek – triász korú dolomit és mészkő – esetében jelentős.

A hazai felszín alatti vízkészleteket igen jelentős arányban hasznosítjuk, a teljes víztermelés 95%-át felszín alatti vízkivétel teszi ki. A Vízyűjtő-gazdálkodási Terv összesen 185 hazai felszín alatti víztestet tart nyilván, amely nem azonos a felszín alatti vízbázisok számával, ez utóbbiak száma természetesen lényegesen nagyobb [27].

Magyarországon a *porózus víztestek* alkotják a legnagyobb kiterjedésű, hidraulikailag összefüggő felszín alatti vizeinek csoportját. Az üledékes, törmelékes kőzet szemcséi közötti pórustérben jelentős mennyiségű víz képes felhalmozódni. Jellemző, hogy a hidraulikai szempontból felülről nyitott talajvízrétegek alatt, vízzáró rétegek között elhelyezkedő rétegvizek is megtalálhatók. Ezek alsó határát paleozoós, mezozoós alapkőzet, a medencefenék alkotja.

Magyarországon kiterjedt karszthegységeket is találunk, így a *karsztos víztestek* – bár a porózus víztartóknál kisebb méretűek – nagy jelentőséggel bírnak. E víztestek elsősorban mezozoós, triász korú, repedezett, karsztosodott karbonátos kőzetek kisebb-nagyobb repedéseiben, üregeiben halmozódnak fel. A karsztvíz gyakran mentes a határérték feletti természetes eredetű szennyezőanyagoktól, így abban az esetben, ha nem érik antropogén hatások, gyakorlatilag ivóvíz minőségben termelhető. A *hegyvidéki víztestek* változatos földtani képződményekben, hegyvidéki területeken helyezkednek el. Koruk a kvartertől a mezozoikumon át a paleozoikumig terjed. A

hegyvidéki víztestek víztartói között egyaránt előfordulnak porózus, karsztosodott, vagy repedezett kőzetek. Jellemzően azokat a hegyvidéki területeken elhelyezkedő víztesteket soroljuk ide, amelyek a karsztos víztestek közé nem csoportosíthatók.

Az egyes víztest típusok arányát és területi megoszlását a II. táblázat szemlélteti.

**II. táblázat: Magyarországon előforduló víztest-típusok aránya és területi megoszlása (Magyarország Vízügyi-gazdálkodási Terve vitaanyag alapján [27])**

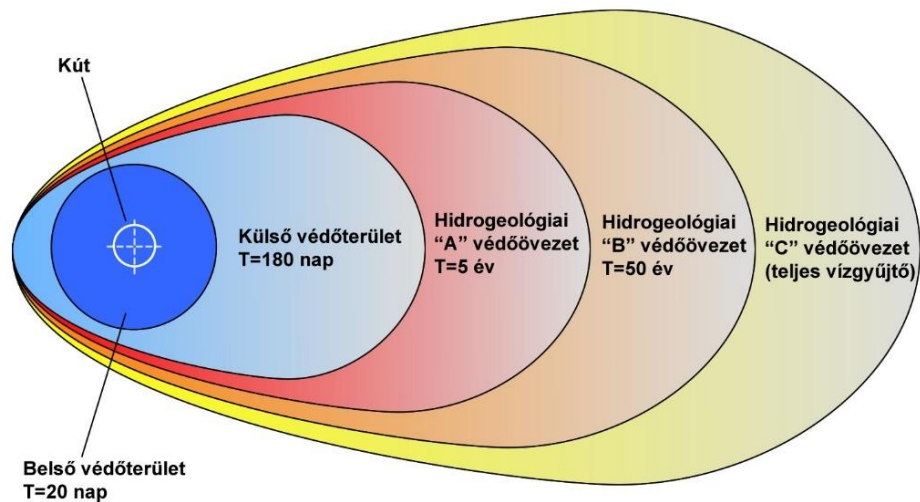
| Víztestek típusa             | Duna<br>részvízgyűjtő | Tisza<br>részvízgyűjtő | Dráva<br>részvízgyűjtő | Balaton<br>részvízgyűjtő | Magyarország |
|------------------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|--------------|
| <b>Sekély<br/>hegyvidéki</b> | 12                    | 7                      | 1                      | 2                        | 22           |
| <b>Porózus</b>               | 19                    | 21                     | 5                      | 3                        | 48           |
| <b>Hegyvidéki</b>            | 12                    | 8                      | 1                      | 2                        | 23           |
| <b>Porózus termál</b>        | 2                     | 5                      | 1                      | 0                        | 8            |
| <b>Karszt</b>                | 9                     | 3                      | 1                      | 1                        | 14           |
| <b>Termálkarszt</b>          | 8                     | 4                      | 1                      | 2                        | 15           |
| <b>Összes</b>                | <b>85</b>             | <b>70</b>              | <b>15</b>              | <b>15</b>                | <b>185</b>   |

### 1.3. Hazai vízbázisok és védelmük

A vízkészletek egy részét vízbázisok foglalják magukba, amelyek pontos meghatározását a vízgazdálkodásról szóló 1995. évi LVII. Törvény rögzíti [28]. Ez alapján vízbázisnak tekinthető a vízkivételi művek által hasznosításra igénybe vett terület vagy felszín alatti térrész és az onnan kitermelhető vízkészlet. A vízbázisok között megkülönböztetünk üzemelő és távlati vízbázisokat. A távlati vízbázisok megfelelő vízáadó tulajdonságokkal rendelkeznek, víztermelésre alkalmassá tehetők, de rajtuk jelenleg még nem alakítottak ki víztermelő műtárgyakat.

Az utóbbi évtizedekben a vízgazdálkodás témakörén belül a vízbázisok védelme is egyre jelentősebb szerepet kapott. Az ivóvízellátás biztonságos működése érdekében fontos, hogy az üzemelő és távlati a vízbázisok magas szintű védelmét biztosítsuk. A vízbázisvédelem kérdésköre a múlt század második felétől kapott egyre nagyobb figyelmet, de kezdetben a védelem csak a vízbázisok és környezetük megóvására terjedt ki. Később a vízkivételi műtárgyak körül védőövezeteket jelöltek ki, amelyeknek elsődleges célja a bakteriális szennyezőkkel szembeni védelem volt. Ezeket az 1980-as évektől váltották fel az elérési időn alapuló védőövezetek [29].

A vízbázisok, távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási-művek védelméről szóló 123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet az ivóvízellátást szolgáló sérülékeny környezetű üzemelő vízbázisok védelmére és a védőterületek kijelölésére irányuló program jogszabályi alapjait fektette le [6]. A sérülékeny felszín alatti vízbázisok megfelelő védelmét kialakítva, belső, külső, továbbá hidrogeológiai „A”, „B” és egyes esetekben „C” védőidomot és védőterületet kell kijelölni és fenntartani (8. ábra).



8. ábra: A védőterületek és a védőövezetek felosztása (a szerző munkája)

Az egyes védőövezetek határait többek között a felszín és a felszín alatti térrész hidrológiai és hidrogeológiai adottságai, üzemelő vízbázis esetén a víztermelés, távlati vízbázis esetében pedig annak számított kapacitása határozza meg. Az egyes védőterületeket és védőidomokat és az elérési idők alapján, a vízkivételi műtől kiindulva szükséges méretezni. A felszín alatti vízbázisok védőövezeteinek elérési idők alapján történő méretezését a III. táblázat részletezi.

**III. táblázat: Felszín alatti vízbázisok védőidomainak, védőövezeteinek méretezése elérési idők alapján (123/1997. (VII. 18.) Korm. rendelet alapján [6])**

| Védőidom,<br>védőövezet                | Figyelembe veendő<br>vízhozam |                       | Elérési idő         | Felszíni védőterület<br>övezetei, zónái                               |
|----------------------------------------|-------------------------------|-----------------------|---------------------|-----------------------------------------------------------------------|
|                                        | Üzemelő<br>vízbázisok         | Távlati<br>vízbázisok |                     |                                                                       |
| <b>Belső védőövezet</b>                | Maximális<br>napi             | -                     | 20 nap              | Védőidom metszete a<br>felszínen, de min. 10 m a<br>vízkivételektől   |
| <b>Külső védőövezet</b>                | Maximális<br>napi             | -                     | 180 nap             | Védőidom metszete a<br>felszínen, de min. 100 m a<br>vízkivételektől. |
| <b>Hidrogeológiai<br/>„A” védőzóna</b> | Átlagos évi                   | Átlagos évi           | 5 év                | Védőidom metszete a<br>felszínen                                      |
| <b>Hidrogeológiai<br/>„B” védőzóna</b> | Átlagos évi                   | Átlagos évi           | 50 év               | Védőidom metszete a<br>felszínen                                      |
| <b>Hidrogeológiai<br/>„C” védőzóna</b> | Átlagos évi                   | Átlagos évi           | Teljes<br>vízgyűjtő | Felszín alatti vízgyűjtő idom<br>metszete a felszínen                 |

A belső védőterület célja a vízkivételi mű, valamint a vízkészlet védelme a közvetlen szennyeződésekkel szemben, így ezen a területen belül kizárólag a vízkivételi művek, illetve a víztermeléshez kapcsolódó egyéb létesítmények üzemeltethetők. A külső védőövezet célja a le nem bomló, illetve a bakteriális és lebomló szennyeződések, a hidrogeológiai védőövezeteké pedig a le nem bomló szennyeződések elleni védelem. A hazai vízbázisok diagnosztikája és minősítése az elmúlt 25 évben többségében lezajlott. Ez alapján a vízbázisaink valamivel több, mint fele sérülékeny minősítést kapott. A védelembe helyezés a legtöbb esetben megtörtént, de a folyamat még nem minden esetben zárult le. A vízbázis védelmének felügyelete, valamint a kiépített monitoring-rendszer felügyelete minden esetben az illetékes víziközmű-szolgáltató feladata. Számos sérülékeny vízbázis esetében a védelembe helyezést követően további lépések nem történtek, a monitoring-rendszer adatainak feldolgozása, értékelése, illetve a vízbázisvédelmi intézkedések felülvizsgálata hiányzik.

#### **1.4. A víz jellemzői, minősítése**

A víz minőségének meghatározásánál annak fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak összességét vesszük figyelembe. Fontos azonban hangsúlyozni, hogy többféle minősítést alkalmazunk, hiszen más szempontokat és vízminőségi határértékeket veszünk figyelembe ivóvíz esetén, gyógy-, termál-, vagy rekreációs célú fürdővizek esetében és természetesen eltérő a minősítés módja, ha egy

természetes víztest ökológiai minősítése történik. A minősítés módját, feltételeit és a vizsgálandó paramétereket szabványok és kormányrendeletek határozzák meg, biztosítva a minősítés egységes keretrendszerét, illetve a mért és számított adatok összevethetőségét. A vízminőségi jellemzők több csoportba sorolhatók, fizikai, kémiai biológiai, mikrobiológiai jellemzők csoportjaiba, de egyes esetekben – például ivóvíz esetében – meghatározandók indikátor vízminőségi jellemzők is [4].

#### **1.4.1. Fizikai vízminőségi jellemzők**

A víz *hőmérséklete* nem csupán annak halmazállapotát határozza meg, de közvetlenül összefügg a sűrűségével, illetve az oldott anyagok oldhatóságának mértékével. A vízben oldódó gázok oldhatósága és a víz hőmérséklete között fordított arányosság áll fenn. A víz hőmérséklete tehát közvetlenül befolyásolja az oldott oxigén koncentrációját is, ezáltal ökológiai szempontól is kritikus paraméter [30].

Bár ismerünk olyan élőlényeket, amelyek egészen extrém vízhőmérsékletet is képesek tolerálni, meghatározható egy olyan hőmérséklet-tartomány, amelyen belül létezhet élet.

A hőmérséklettel közvetlen összefüggésben álló *sűrűséget* jellemzően nem vizsgáljuk ivóvíz minősítése esetén, de a természetben fontos paraméter. A víz különleges folyadék, amelynek sűrűsége 4°C-on a legnagyobb és ez közvetlen hatást gyakorol egy természetes állóvíz folyamataira és vertikális vízmozgására, azaz az őszi-tavaszi átfordulásra [31]. Ősszel az epilimnion, azaz a víztest legfelső rétege lehül és elérve a 4°C hőmérsékletet a mélybe süllyed. A vízfelszín további hőmérséklet-csökkenése csökkenő sűrűséget jelent, így inverz rétegzettség alakul ki. A fagyponthoz közeli hőmérsékletű víz a felszínen marad, ezért a fagyás is itt, a felszínen kezdődik el. Mivel a jég rossz hővezető, ezért a nem túlságosan sekély felszíni állóvizek szinte sosem fagynak be fenéig. Tavasszal, a felszíni vízhőmérséklet emelkedésével ismét növekszik a sűrűsége, ezért bekövetkezik a második epilimnion-hipolimnion átfordulás is.

A víz *felületi feszültsége* tulajdonképpen a molekulák közötti kohéziós erővel azonosítható, amelynek hatására a vízmolekulák a folyadék belseje felé igyekeznek elmozdulni és amely azt eredményezi, hogy zavartalan környezetben a víz a legkisebb fajlagos felületű alakzatot, a gömbformát veszi fel. Ennek a tulajdonságnak is a természetes vizek esetében van szerepe és elsősorban ökológiai minősítésnél fontos

figyelembe venni. Egyes szennyezőanyagok – például detergensok – jelentősen csökkentik a víz felületi feszültségét, ezáltal közvetlen negatív hatást fejtenek ki egyes élőlényekre.

A víz *lebegőanyag-tartalmát* a vízben lévő szuszpendált anyagok mennyisége határozza meg. A vízben közvetlenül nem oldódó részecskék lehetnek egészen kicsik, eshetnek kolloid, azaz 1-1000 nm közötti mérettartományba. A lebegőanyag-tartalom határozza meg a víz átlátszóságát, illetve zavarosságát, amelynek természetes vizek esetében, illetve az ivóvíz minősítésénél is jelentős szerepe van. Az ivóvíz egyik jellemzője, hogy színtelen és átlátszó, ezért a maximálisan megengedett lebegőanyag-tartalma:  $LA_{\max} = 2 \text{ mg/l}$ .

A víz *szaga* és *színe* elsősorban a benne oldott ásványi anyagok és gázok arányának és mennyiségének függvénye. Ezt a tulajdonságot befolyásolják még a vízben előforduló mikroorganizmusok, azok anyagcseretermékei, valamint a szerves és szervesetlen mikroszennyezők mennyisége. A vízoldható sók közül jellegzetes sós ízt ad a víznek a nátrium-klorid (NaCl), kesernyős ízhatást okoz a magnézium-szulfát ( $MgSO_4$ ) és fanyar, keserű íz köszönhető a kalciumszulfát ( $CaSO_4$ ) jelenlétének. A magas vastartalom a víz színére, ízére és szagára egyaránt hatással van. A vízben oldódó gázok közül az ammónia vizeletre emlékeztető, a kénhidrogén záptojásra hasonlító szagot okoz, a szerves szulfidok és diszulfidok pedig rothadó káposzta szagának hatását keltik.

#### **1.4.2. Kémiai vízminőségi jellemzők**

A kémiai tulajdonságok között számos paramétert vizsgálunk, mérünk [32]. A víz *kémhatása*, *pH*-ja alapvető fontosságú a vízben zajló kémiai és biokémiai reakciók szempontjából. A pH-érték a vízben lévő hidrogénion-koncentráció tízes alapú negatív logaritmus. A semleges kémhatású vízben  $10^{-7} \text{ mol/dm}^3$  hidrogén-ion koncentráció mérhető, így ekkor a pH-érték 7. Egy oldat pH értéke a hőmérséklettel arányosan változik, ezt a kémhatás vizsgálatánál figyelembe kell venni. A semlegesnél kisebb tartományt savas, a 7-nél nagyobb pH-tartomány lúgos kémhatásúnak jellemezzük. A természetes vizek kémhatása nem feltétlenül semleges. A felszíni vizek, tavak, folyók, tengerek pH-értéke jellemzően 6,5 és 8,5 közé esik, a felszín alatti vizek esetében a pH valamivel alacsonyabb, 5,5-7,5 közötti, ebben a közegben savasabb kémhatás jellemző. A víz kémhatását a benne zajló egyes biokémiai folyamatok is befolyásolják.



Ilyen a nitrifikáció, ahol a folyamat során felszabaduló hidrogén ionok reakcióba lépnek a hidrogén-karbonát ionokkal. A folyamatban szén-dioxid keletkezik, ami a pH csökkenéséhez vezet.

A víz *összes oldott sótartalma* a vízben oldott szervesetlen sók mennyiségét fejezi ki mg/l mértékegységben [33]. Mivel ez a paraméter közvetlenül összefügg a víz *fajlagos vezetőképességével* ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), ezért ez utóbbi mérésével következtethetünk a sótartalomra is. A természetes vizekben előforduló sók kationok  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  és anionok  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  egyaránt lehetnek. A természetes felszíni és felszín alatti vizek sótartalma általában a 100-1000 mg/l közötti tartományba esik, de előfordulnak olyan – főleg mélységi, östengeri eredetű – rétegvizek, amelyek sótartalma akár 10000 mg/l felett is lehet.

Az oldott sók közül a kalcium és magnézium sói határozzák meg a víz *keménységét*. Az összes keménységet a vízben oldott Ca és Mg sók összegével jellemezhetjük. Ezek egy része hidrogénkarbonátok formájában fordul elő, amely a víz melegítése, forralása során szilárd csapadékot képez. A  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$  és a  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$  adják tehát a víz *változó keménységét*. A nem karbonát, vagy más szóval *állandó keménységet* a kalcium és magnézium klorid-, nitrát- és szilikátvegyületei okozzák. A víz összes, karbonát és nem karbonát keménységét a legtöbb vízminősítésben meghatározzuk. Az ivóvízellátásban jellemző, hogy e mért értékekből keménységi fokot ( $\text{nk}^\circ$ )<sup>2</sup> számolunk. A keménységi fok meghatározásában 1  $\text{nk}^\circ$  10 mg CaO-dal egyenértékű  $\text{Ca}^{2+}$ , illetve  $\text{Mg}^{2+}$  só mennyiségének felel meg 1  $\text{dm}^3$  vízmennyiségben. Az ivóvizet keménységi fok alapján „nagyon lágy”-tól, „nagyon kemény”-ig terjedő skálán minősítjük (IV. táblázat).

---

<sup>2</sup>  $\text{nk}^\circ$ : német keménységi fok

IV. táblázat: A karbonát keménység és a német keménységi fok közötti összefüggés és skála (Rácz, 2011 alapján. [33])

| Ca<br>(mg/l) | CaCO <sub>3</sub><br>(mg/l) | Német<br>keménységi<br>fok (nk°) | Keménység        |
|--------------|-----------------------------|----------------------------------|------------------|
| <30          | <75                         | <4,2                             | Nagyon lágy      |
| 30-50        | 75-125                      | 4,2-7,0                          | Lágy             |
| 50-100       | 125-250                     | 7,0-14,0                         | Közepesen kemény |
| 100-150      | 250-375                     | 14,0-21,0                        | Kemény           |
| >150         | >375                        | >21,0                            | Nagyon kemény    |

Fontos paraméter a víz oxigénigénye, amelyet felszíni, felszín alatti és ivóvizek minősítésénél egyaránt alkalmazunk. A *kémiai oxigénigény* (KOI) a vízben levő szerves anyag kémiai oxidációjához szükséges oxigén mennyiségét jelenti, amely valamely oxidálószer (kálium-permanganát, vagy kálium-dikromát) fogyasztásával jellemezhető. *Biokémiai oxigén igény* (BOI) a vízben levő szerves anyag mikroorganizmusok közreműködésével történő biokémiai oxidációjához szükséges oldott oxigén mennyiségét adja meg. Ezt jellemzően egy meghatározott időintervallumra (rendszerint 5 napra) vonatkozóan (BOI<sub>5</sub>) határozzuk meg mg/l mértékegységben megadva. A *teljes biokémiai oxigénigény* (TBOI) számításánál a vízben lévő összes szerves anyag teljes biokémiai oxidációjához szükséges oxigén mennyiségét adjuk meg, az *elméleti oxigénigény* (EOI) esetében pedig a szerves anyag vízzé és szén-dioxiddá történő oxidáláshoz szükséges oxigénigény mennyisége határozandó meg.

A kémiai paraméterek között határozzuk meg az összes szerves és szervetlen vegyület koncentrációját. Természetes vizek esetében erre általában akkor kerül sor, ha célzottan valamilyen szennyezőanyag (például szerves mikroszennyezők) detektálása és mennyiségének meghatározása a cél, vagy pedig valamely indikátor szennyezőanyag mennyiségének meghatározásával egy szennyezőforrás hatását vizsgáljuk. Az ivóvíz minősítésének esetében az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről szóló 201/2001. (X. 25.) kormányrendelet határozza meg azokat a szennyezőanyagokat, amelyeket a minősítés során vizsgálni szükséges.

#### 1.4.3. Biológiai vízminőségi jellemzők

A víz biológiai vízminőségi jellemzőinek vizsgálata teljesen eltérő ivóvíz és felszíni vizek minősítésének esetében. Az ivóvíz minőségének vizsgálatánál a *mikroszkópos biológiai jellemzőket* vizsgáljuk, amely többek között cianobaktériumok, algák, házas

amőbák, fonálférgek, véglények és egyéb gerinctelen szervezetek előfordulásának vizsgálatát jelenti. Ezzel szemben felszíni vizek minősítésénél a víz biológiai jellemzői és mutatószámai a halobitás, a trofitás, a szaprobitás és a toxicitás meghatározásával jellemezhetők [34].

A *halobitás* a víz biológiai szempontból fontos szervetlen kémiai jellege, a vízben oldott összes ion koncentrációjával jellemezhető tulajdonságcsoporthoz tartozik. Ez nagyrészt az élettelen környezet adottsága, amit az élővilág csak kis mértékben módosíthat, inkább alkalmazkodik hozzá. Jól becsülhető a vezetőképesség mérésével.

A *trofitás* a vízi ökoszisztéma elsődleges szervesanyag-termelő képességének meghatározására szolgál. Alapját a fotoszintézis biokémiai folyamata jelenti, amelyhez fény, szervetlen növényi tápanyagok, megfelelő hőmérséklet és klorofilltartalmú növényzet (alga, hínár) szükséges. Ha a növényi sejtek felépítéséhez szükséges elemek közül csak egy is hiányzik (C, H, O, N, S, P), az gátló tényezőként hat. A trofitás mértékének jellemzésére a vízben élő algák száma és a klorofilltartalom alkalmas.

A *szaprobitás* a vízi ökoszisztéma szervesanyag bontó képessége, a szervesből szervetlen anyagot létrehozó és ezzel a víz minőségét befolyásoló adottságok és jelenségek gyűjtőfogalma. Három minőségileg különböző tulajdonságot foglal magába, az elérhető szerves anyag mennyiségét, a lebontó szervezetek minőségét és mennyiségét, valamint ez utóbbi heterotróf élőlények működését befolyásoló egyéb tényezőket. Osztályozása a nitrogénformák, valamint a KOI és BOI meghatározásával történik.

A *toxicitás* a toxikus anyagok jelenlétére és mennyiségére utal. Olyan toxikus anyagok jelenlétét vizsgálja, amelyek zavarják a vízi élőlények életműködését, veszélyeztetik azok életét, csökkentik a víz öntisztuló képességét, korlátozzák az ivóvízként történő felhasználását. A kéalgák toxinjai, szerves vegyületek bomlástermékei (kénhidrogén, ammónia) a vízben természetes folyamatok során is keletkeznek, azonban a toxicitás főleg az antropogén szennyezőanyagok megjelenése miatt változhat. Meghatározása különböző biológiai tesztekkel történik, leggyakrabban algák, ágascsapú rákok (*Daphnia*), halak, vagy csíranövények érzékenységét vizsgáljuk.

#### **1.4.4. Mikrobiológiai vízminőségi jellemzők**

A természetes állapotú felszíni vizek csak nagyon kis számban tartalmazhatnak patogén baktériumokat, azonban főleg a tisztítatlan kommunális szennyvizekkel ezek a vizekben megjelenhetnek. Épp ezért természetes vizekben a kórokozó baktériumok szennyezések indikátorai, előfordulásukból szennyvíz jelenlétére következtethetünk. A kórokozó baktériumok a vízellátó rendszerbe jutva súlyos közegészségügyi problémákat okozhatnak, ezért a vonatkozó kormányrendelet szigorú határértéket állapít meg ezekre. Az ivóvíz mikrobiológiai vizsgálata során minden esetben meghatározásra kerül az összcsíraszám (összes telepszám), amely a 22°C-on és 37 °C-on élő és szaporodni képes összes baktériumok számát jelenti. Ezen túlmenően a patogén baktériumok meghatározása történik, mint az *Escherichia coli* (*E. coli*), az *Enterococcus*ok, a *Pseudomonas aeruginosa*, vagy a *Clostridium*. Ezek ivóvízben való előfordulásának közegészségügyi kockázata igen magas, ezért a vonatkozó rendelet ezekre a szervezetekre 0 szám/100 ml-ben állapította meg a határértéket.

#### **1.4.5. Az ivóvíz általános jellemzői és minősítése**

A víz minősítése a 201/2001-es Kormányrendeletben foglalt vizsgálatok együttes értékelése alapján történik. Az ivóvíz jellemzően

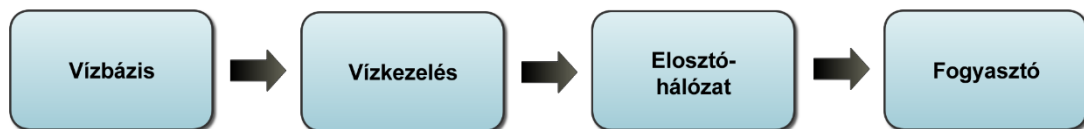
- színtelen,
- szagtalan,
- kellemes ízű,
- hőmérséklete: 8 – 12 °C közötti,
- sótartalma, pH-értéke a meghatározott tartományon belül van,
- nem tartalmaz:
  - kórokozó mikroorganizmusokat,
  - toxikus anyagokat,
  - zavarosságot okozó anyagokat,
  - kellemetlen ízt, vagy szagot okozó anyagokat,
  - szerves vegyületeket, mikroszennyezőket.

A víz abban az esetben kaphat ivóvíz minősítést ha nem tartalmaz határérték feletti mennyiségben vagy koncentrációban mikroorganizmusokat, parazitákat, szervetlen, vagy szerves szennyezőanyagokat, amelyek esetlegesen az emberi egészségre kockázatot jelenthetnek. Az említett kormányrendelet határozza meg a vízminőség ellenőrzésének módját és gyakoriságát, valamint a mintavételek és vizsgálatok rendjét.

Ezt a víziközmű-szolgáltatónak maradéktalanul szükséges betartania, attól nem térhet el.

## 1.5. Az ivóvízellátás folyamata

Az ivóvízellátás célja, hogy a vízbázisból kitermelt víz a vonatkozó rendeletnek megfelelő minőségben, a lehető legrövidebb úton és idő alatt, másodlagos minőségromlás nélkül jusson el a fogyasztóhoz. Az ivóvízellátás tehát egy többlépcsős folyamat, ahol a szintek számát és az egyes technológiai lépcsők célját a nyersvíz minősége és az ellátandó terület mérete határozza meg. Az ivóvízellátás egyszerűsített folyamatát a 9. ábrán mutatom be.



9. ábra: Az ivóvízellátás egyszerűsített folyamatábrája (a szerző munkája)

Az ivóvízellátás legelső lépcsője a víztermelés, ami a vízbázisra telepített üzemelő víztermelő létesítményeket és műtárgyakat foglalja magába. Az alkalmazott víztermelő létesítmények és műtárgyak körét jellemzően az adott vízbázis típusa, a víztartó közeg méretei és elérhetősége határozza meg. Magyarország ivóvízellátását közel kétezer ivóvízbázis biztosítja, jelentős többségük felszín alatti vízbázis. A vízszerezés természetesen szoros összefüggésben áll a vízigénnyel és a vízfogyasztással, ez utóbbiról pedig elmondható, hogy a globális vízfogyasztási ráta szignifikáns emelkedésével szemben a hazai vízfogyasztási adatok folyamatosan csökkenő tendenciát mutatnak.

Hazánkban a vízszerezés döntő többségében felszín alatti vízbázisokon alapul, amely mintegy 95%-át teszi ki a teljes víztermelésnek.

### 1.5.1. Vízszerezés felszíni vízből

2020-ban Magyarországon 19 felszíni ivóvízbázist tartottunk nyilván, mintegy két nagyságrenddel kevesebbet, mint felszín alatti vízbázist. Felszíni vízszerezés hazánkban általában ott alakult ki, ahol a felszín alatti víz kitermelése nehézségekbe ütközött, de a felszíni víz minősége alkalmas volt a hosszú távú felhasználásra. A felhasználás célja és mennyisége, a felszíni víz adottságai, kitermelésének és kezelésének gazdaságossága határozta meg egy felszíni vízbázis kijelölését. Általánosságban elmondható, hogy a felszíni vízbázisra közvetlenül hatnak a

meteorológiai, klimatikus és hidrológiai tényezők, vízminősége változó lehet, természetes vagy antropogén eredetű szennyezőanyagok pedig késleltetés nélkül jelennek meg benne. A felszín alatti vizekhez hasonlóan a lebegőanyag-tartalom és a szervesanyag-tartalom magas, amelyet a víztisztító technológia megválasztásánál figyelembe kell venni, továbbá a technológiának alkalmasnak kell lennie az esetleges vízminőség-változás követésére. Magyarországon 2020-ban több helyen felszíni vízbázis üzemelt, többek között a Balatonon, az Ipoly és a Zagyva mentén, valamint a Lázberci-víztározónál. Vízminőség-védelmi szempontból felszíni vízbázisaink kivétel nélkül sérülékeny kategóriába kerültek besorolásra.

A felszíni vízszerezés kétségtelen előnye, hogy könnyen hozzáférhető, gazdaságosan kitermelhető, nincs szükség előzetes feltárásra, próbafúrásra. A mérleg másik oldalán, azaz a hátrányok között azonban számos szempontot találunk. Felszíni víz esetében mindenképpen számolni kell úszó-lebegő szennyeződésekkel, amelyek a vízkivételi művek üzemét hátrányosan befolyásolhatják. A szélsőséges vízjárás is megnehezíti a vízkivételt, így efféle vízkivételi művek telepítése elsősorban olyan helyeken célszerű, ahol a vízjárás viszonylag kiegyenlített, vagy mesterségesen szabályozható. Felszíni vizek vízminőségi paramétereit tekintve jellemző a kolloidméretű szennyezőanyagok és a vízben oldott vagy oldhatatlan állapotban lévő szerves szennyezők, mikroszennyezők jelenléte, amelyek kezelése a víztisztítási technológia külön lépcsőjét igényli. Felszíni ivóvízbázis használatánál fokozott figyelmet igényel, hogy bármilyen antropogén eredetű szennyezés késleltetés nélkül jelenik meg, azaz egy szennyezéssel járó havária esemény azonnali reakciót igényel.

A felszíni vízkivétel kialakításának legfontosabb szempontja, hogy az adott víztestre jellemző körülmények szélső értékei esetén is megfelelő biztonsággal üzemeltethető legyen. Emellett tekintettel kell lenni a víztest morfológiai tulajdonságaira, a vízminőségi jellemzők periodikus, trend jellegű, vagy haváriaszerű változásaira, illetve jellemző jégviszonyaira. Ebből adódóan más műtárgyak alkalmasak folyókból, tavakból, illetve víztározókból történő vízszerezésre [35].

### **1.5.2. Vízszerezés felszín alatti vízből**

Magyarországon 2020-ban a felszín alatti vízbázisok száma 1 933 volt. Jól látható tehát, hogy vízellátásunk jelentősebb részét fedezzük felszín alatti vízbázisokból.

A felszín alatti vízszerezés feltételei tulajdonképpen hasonlóak a felszíni vízszerezés feltételeihez, azaz könnyen elérhető, megfelelő minőségben és mennyiségben rendelkezésre álló és megfelelő mértékben utánpótlódó víztest jelenléte szükséges. Felszín alatti víz felhalmozódására alkalmas képződmény leginkább két közetrétegben alakulhat ki: laza, üledékes, szemcsés kőzetek (kavics, homokos-kavics, durva szemű homok) pórusterekben, illetve szilárd, de kevésbé tömör kőzetek repedéseiben, réseiben, üregeiben. A víztermelés létesítményei közül parti szűrésű vízbázisok esetén leginkább a kutak különböző változataival, valamint medergalériákkal találkozhatunk. Talaj és rétegvízbázisok esetén a csökutak, illetve a mélyfúrású kutak terjedtek el. Karsztvízszerezés esetében pedig a kutak mellett jellemzőek a különböző – általában aknás, vagy medencés – forrásfoglalások is.

### **1.5.3. Az ivóvíz megfelelő minőségének biztosítása**

Egyes esetekben előfordul, hogy vízbázis vizének minősége teljes mértékben kielégíti az ivóvízminőségre vonatkozó követelményeket, ilyen esetben a fertőtlenítésen túl egyéb vízkezelési technológia alkalmazására nincs szükség. Gyakoribb azonban, hogy a termelt nyersvíz minősége nem elégíti ki a követelményeket, ilyen esetekben a fertőtlenítés előtt további vízkezelő folyamatok alkalmazása szükséges. Az ivóvízkezelő technológia tervezésénél és összeállításánál figyelembe kell venni a nyersvíz eredetét és minőségét, hiszen az egyes víztípusokra jellemző szennyezőanyag-összetétel és koncentráció jelentősen eltérhet.

A felszíni vizek esetén általában lebegőanyagok, mikroorganizmusok, könnyen bontható oldott szerves anyagok eltávolítására van szükség, de határérték felett lehet a különböző növényi tápanyagok – nitrogén-, és foszforformák –, szerves és szervetlen szennyezők koncentrációja is. A felszíni vizek vízminőségi mutatói jellemzően tág határok között változhatnak, egyrészt szezonális jelleget mutathatnak, másrészt pedig a felszíni vizekre jellemző antropogén terhelések változó hatásait tükrözik.

A parti szűrésű víz átmeneti vízforma és ez kifejezetten igaz a szennyezőanyag összetételére is. Eredetét tekintve részben a felszíni víztestből történő beszivárgásból származik, ám a felszíni vízre jellemző szennyezőanyagok egy része a szivárgás során megkötődik, vagy biokémia folyamatok során lebomlik. Egyes szerves mikroszennyezők viszont akár lényegesebb koncentráció-csökkenés nélkül érhetik el a termelőkutakat. A parti szűrésű víz minőségét így a felszíni víz minősége, a



szűrőközeg hatása és a hozzákeveredő talajvíz jellemzői együttesen határozzák meg. A parti szűrésű vizekben elsősorban mikroorganizmusok, szervesen nitrogénformák (ammónium-, nitrit- és nitrát-ionok), redukált állapotú vas- és mangánvegyületek, oldott állapotú szerves anyagok, szerves és szervesen mikroszennyezők fordulhatnak elő, amelyeket a tisztítási technológia tervezésénél figyelembe kell venni.

A talajvíz anaerob közegben helyezkedik el, ami természetesen meghatározza a szennyezőanyagok összetételét és állapotát. A talajvízben jellemzően mikroorganizmusok, szervesen nitrogénformák (ammónium-, nitrit- és nitrát-ionok), redukált állapotú vas- és mangánvegyületek, egyéb oldott szervesen és szerves anyagok, szerves és szervesen mikroszennyezők fordulnak elő. Az emberi tevékenység hatására Magyarországon a talajvíz szinte mindenhol szennyezettnek tekinthető. Az egyes ipari, vagy korábban ipari működésre használt területek környezetében a talajvíz szennyezőanyag-összetétele az adott iparra jellemző.

A mélységi vizek, vagy rétegvizek a felettük elhelyezkedő vízzáró rétegnek köszönhetően általában mentesek az antropogén szennyezőanyagoktól, így esetükben a természetes szennyezőanyagok eltávolítására szükséges fókuszálni. Ezek az ammónium-ion, vas- és mangánvegyületek, oldott állapotban lévő szerves anyagok – humin-, lignin- és fulvinvegyületek –, oldott gázok – metán, szén-dioxid, kén-hidrogén – magas oldott só tartalom, valamint redukált állapotú arzénvegyületek.

A karsztvizek esetén problémát jelenthet a magas sótartalom, viszont kevésbé jellemző a vas-, mangán-, és arzénvegyületek jelenléte. A karsztvíz szennyezőanyag összetételét jelentősen befolyásolja, hogy nyílt vagy zárt karsztról van szó. A nyílt karszt érzékenyebb a szennyezésekre, esetükben mikroorganizmusok előfordulásával is számolni kell.

Az egyes szennyezőanyagok eltávolítására, koncentrációjának csökkentésére különböző vízkezelő technológiák alkalmazhatók. Jellemző, hogy egy adott szennyezőanyag eltávolítására többféle technológiai elem is alkalmas, ugyanakkor egy technológiai lépcsőben többféle komponens eltávolítása is történhet. Fontos, hogy a technológiai elemeknek van egy meghatározott sora, azok általában nem felcserélhetők, legfeljebb kisebb különbségek lehetnek a sorrendben. Az ivóvízkezelésben alkalmazott technológiák széleskörű bemutatására ebben a dolgozatban nem térek ki, azonban a szerves mikroszennyezők visszatartására alkalmas eljárásokat az 4. fejezetben részletesen is bemutatom.

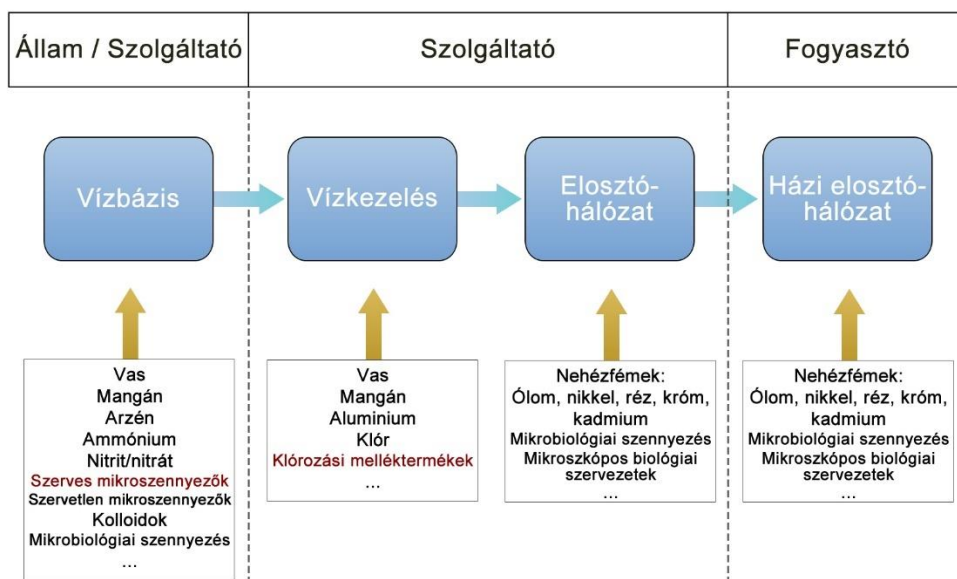
#### **1.5.4. Az ivóvíz továbbítása és elosztása**

A többlepcsős kezeléssel átesett, fogyasztásra alkalmas ivóvizet az üzemeltető a lehető legrövidebb ideig tárolja, általában felszín alatti tározómedencékben. A víz továbbítása az elosztóhálózat felé nyomásfokozó szivattyúkkal történik, amelyek közvetlenül a tározómedencéből nyerik a vizet. A víz továbbítására szolgáló elosztóhálózat a felszín alatt futó vízvezetékrendszert jelent, ahol az alkalmazott csőanyagok és dimenziók igen sokfélék lehetnek. Jellemző, hogy egy nagyobb település ivóvízellátása körvezetékű jellegű, azaz a hálózat betáplálása nem egy, hanem több ponton történik. Ezzel részben kiküszöbölhető a hálózatra jellemző nyomásesés és lerövidíthető az ivóvíz hálózati tartózkodási ideje. A hálózaton szinte minden esetben tapasztalható másodlagos vízminőségromlás. Ez részben a hálózati üledék felkeveredésének, részben pedig a hálózatban előforduló patogén és nem patogén mikroorganizmusok jelenlétének következménye. A hálózati vízminőségromlás megakadályozására szolgál az ivóvíztisztító technológia utolsó lépcsőjeként alkalmazott utófertőtlenítés is, de nagyobb települések esetében – ilyen Budapest is – szükség lehet kiegészítő fertőtlenítő pontok üzemeltetésére a hálózaton. A hálózat állapotát tükrözi a hálózati vízveszteség mértéke is. A hálózatba táplált víz egy része csőtörések, szivárgások útján elveszik, nem jut el a fogyasztóhoz. A hálózati vízveszteség a termelt és fogyasztók számára eladott ivóvíz hányadosából számolható. A hálózaton kialakuló hibák, csőtörések közegészségügyi kockázatot is jelenthetnek a javítási munkák közben a hálózatba kerülő patogén mikroorganizmusok miatt. Magyarországon az ivóvízelosztó hálózat sok településen igen elöregedett és kritikus állapotban van. A csőtörések miatt kialakuló szolgáltatás-kimaradások, a másodlagos vízminőségromlás és a 25% körüli hálózati vízveszteség általánosnak mondhatók [36].

#### **1.6. Az ivóvíz megfelelő minőségét kockáztató tényezők**

Az előző fejezetben bemutattam, hogy az ivóvíz megfelelő minőségének biztosítása és annak fenntartása sokrétű, komplex feladat. Szennyezőanyagok, patogén mikroorganizmusok határérték feletti koncentrációban a teljes vízellátó rendszerben kockázatot jelenthetnek. Általánosságban elmondható, hogy a vízellátó rendszer egyes szakaszaira eltérő mértékű és összetételű kockázat jellemző. A megfelelő minőséget veszélyeztető szennyezőanyagok a hálózaton kívülről is bekerülhetnek a rendszerbe, de a vízvezetékek belsejében is keletkezhetnek szekunder szennyezőanyagként. A 10.

ábra az ivóvízellátás egyes szakaszain jellemző, a minőséget veszélyeztető tényezőket mutatja be.



10. ábra: Az ivóvíz minőségét veszélyeztető szennyezőanyagok az ivóvízellátás egyes szakaszaiban. (a szerző munkája Vargha M. alapján [37])

Az ábrán piros színnel jelöltem az értekezésem szempontjából releváns szerves mikroszennyezők bejutásának és keletkezésének lehetőségeit. A legnagyobb kockázatot a szennyezett vízbázisból termelt nyersvíz jelenti, hiszen ez meglehetősen sokféle szerves mikroszennyezőt tartalmazhat, változó koncentrációban. Az ivóvíztisztítás folyamatában problémát jelenthet a fertőtlenítési – elsősorban klórozási – melléktermékek keletkezése. A szerves mikroszennyezők részletes bemutatására a 2. fejezetben térek ki. Az ivóvízelosztó hálózaton és a fogyasztók ingatlanjaiban már nem jellemző szerves mikroszennyezők bejutása, vagy keletkezése, ezzel szemben szervetlen szennyezők, nehézfémek beoldódása igen.

Fentiekből látható, hogy a teljes elosztóhálózatban kockázatot jelenthet a másodlagos vízminőségromlás. Ennek mértékét több tényező is befolyásolhatja, az egyik legjelentősebb a tartózkodási idő. A megfelelő minőség fenntartása ugyanis csak véges ideig lehetséges, az idő előrehaladtával lezajló kémiai reakciók és mikrobiológiai folyamatok sokáig – ez jellemzően napokat jelent – nem tarthatók kontroll alatt. A hálózati víz magas hőmérséklete szintén a reakciók és a mikrobiális kolonizáció sebességét növeli. Ebből adódóan a szolgáltató célja, hogy az ivóvíz a lehető leghamarabb eljusson a fogyasztóhoz és ne töltsön túl sok időt a hálózatban.

## 1.7. Részkövetkeztetések

Habár a Föld vízkészlete állandónak tekinthető, az ivóvízszerezésre alkalmas vízbázisok területi és mennyiségi eloszlása meglehetősen szélsőséges állapotot tükröz. A felszíni és felszín alatti vízadók elérhetősége és a bennük tárolt víz minősége nem minden esetben elégíti ki a vízigényeket. A humán populáció gyors növekedése egyre emelkedő vízigényt jelent, mindemellett pedig az életszínvonal is egyenes arányosságban áll az ivóvízfogyasztással. Fentieket felismerve az ivóvízhiány kockázatának mérséklését célzó tevékenységek célja kettős. Egyrészt kiemelt feladat a fogyasztás mérséklése és a vízzel való takarékoskodás, másrészt viszont nagy hangsúlyt kell kapjon a meglévő – üzemelő és távlati – vízbázisok mennyiségi és minőségi védelme.

Ezt a védelmet hivatott szavatolni a vízbázisvédelem, amelynek feltételeit és keretét Magyarországon kormányrendelet szabályozza. A vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási létesítmények védelméről szóló 123/1997. Kormányrendelet hatályba lépését követően a hazai vízbázisok diagnosztikája és minősítése megtörtént. Ez alapján vízbázisaink több mint fele sérülékeny minősítést kapott, így védelembe helyezendők. A vízbázisok védelembe helyezése a legtöbb esetben megtörtént, de a folyamat nem zárult le, egyes védelembe helyezési folyamatok elakadtak. Fontosnak tartom megjegyezni, hogy a védelembe vett vízbázisok túlnyomó többségében a hatóság által korábban előírt védelmi intézkedések felülvizsgálata nem történt meg, a monitoring rendszerek által gyűjtött vízkémia adatsor elemzése és értékelése a legtöbb esetben elmaradt. A vízbázisvédelem így nem tekinthető egy dinamikus rendszernek, pedig a kockázatot jelentő tényezők körének esetleges változása miatt ez mindenképpen szükséges lenne.

Az ivóvíz megfelelő minőségét a víziközmű szolgáltatónak a fogyasztóig biztosítani szükséges. A fejezetben bemutatam, hogy egészségügyi kockázatot jelentő, határérték feletti koncentrációban előforduló szennyezőanyagok az ivóvízellátó rendszer bármely pontján előfordulhatnak, keletkezhetnek. Az ivóvíz minőségét biztosító vízkezelő technológiák Magyarországon általában jók, ez részben az elmúlt évtizedekben lezajlott ivóvízminőség-javító projektek eredménye. Fontosnak tartom hangsúlyozni, hogy ezzel szemben az ivóvízelosztó hálózat igen elöregedett, kora jócskán meghaladja az eredetileg tervezettet és sok helyen kritikus állapotban van. Ez nem csupán jelentős, mintegy 25% hálózati vízvesztést jelent, de a másodlagos

vízminőségromlás kialakulásában is szignifikáns szerepet játszik. Jellemző, hogy emiatt a fogyasztók nem javulást, hanem a vízminőség romlását tapasztalják. Az ivóvízelosztó hálózat rekonstrukciója sürgős és kiemelt feladat kell legyen, ezzel szavatolva az ivóvízellátás jövőbeni biztonságát.

## 2. SZERVES MIKROSZENNYEZŐK BEMUTATÁSA

A múlt században a vegyipar és a gyógyszeripar hatalmas fejlődésen ment keresztül, amelynek következtében az antropogén eredetű mesterséges vegyületek száma és mennyisége a sokszorosára nőtt. Vitathatatlan, hogy mindez az életminőség és az életszínvonal javulását eredményezte. Korábban gyógyíthatatlan betegségeket vagyunk képesek kordában tartani antibiotikumokkal, fájdalomcsillapítókkal, vagy a nagyüzemi élelmiszertermelést segíteni peszticidekkel, műtrágyákkal. Ezek a vegyületek azonban – sokszor a túlzott, vagy helytelen felhasználásnak köszönhetően – megjelentek a környezetünkben és ott sokszor visszafordíthatatlan folyamatokat okoztak az ökoszisztémákban. A 20. századi ember egyik legfontosabb megállapítása, hogy a környezetbe juttatott hulladék nem tűnik el nyomtalanul, hanem különböző utakon át visszahat a saját forrásaink – ivóvíz, élelmiszer és energia – minőségére. Számos nagy mennyiségben és rutinszerűen használt vegyületről kiderült, hogy az emberi egészségre igen ártalmas, ráadásul rendkívül perzisztens. Ilyen vegyület a diklór-difenil-triklóretán (DDT), amelynek gyártását és használatát súlyos rákkeltő hatása miatt hazánkban már az 1960-as évek végén megszüntették, mégis a mai napig kimutatható a környezetünkben. Környezetünk és erőforrásaink védelmének igénye hozta magával a környezeti szennyezőanyagok részletesebb kutatását, a nagyműszeres laboranalitika fejlődésével pedig egyre szélesebb koncentráció-tartományban vagyunk képesek a vegyületeket detektálni. Az elmúlt évtizedekben jelentős hangsúlyt kapott a környezeti szennyezőanyagok előfordulásának és hatásainak kutatása. Az emberi eredetű környezeti szennyező anyagok csoportja azokat az anyagokat foglalja magába, amelyek antropogén hatásra, azaz emberi tevékenység következtében kerülnek ki a környezetbe és kockázatot jelentenek az ökoszisztémára és az élő szervezetekre [38]. Alapvetően három faktorról határozható meg a környezeti szennyezőanyagok kockázatának mértéke, a kémiai tulajdonság, a mérhető koncentráció, valamint a perzisztencia, azaz a kémiai, vagy biológiai bomlási folyamatokkal szembeni ellenállóképesség. Ebbe, tehát a környezeti szennyezőanyagok csoportjába sorolhatók a szerves mikroszennyezők is.

Mikroszennyezőknek azokat a vegyületeket nevezzük, amelyek igen alacsony, akár mikrogrammnyi koncentrációban fordulnak elő a környezetben, természetes vizekben  $\mu\text{g/l}$ , esetenként  $\text{ng/l}$  koncentrációban mérhetők, de már ilyen alacsony

koncentrációban is negatív hatást fejtenek ki az élővíz ökológiai egyensúlyára és a vízi szervezetekre. Emberi szempontból korlátozzák a víz felhasználhatóságát, fogyaszthatóságát és kockázatot jelentenek az emberi egészségre. Kémiai csoportosítás szerint szervetlen és szerves mikroszennyezőket különböztethetünk meg. A szervetlen mikroszennyezők csoportjába soroljuk a nehézfémeket, a cianidokat, vagy az arzént és vegyületeit.

A szerves mikroszennyezőkre is jellemző, hogy már igen alacsony koncentrációban kockázatot jelentenek a környezetben. Bár vannak közöttünk olyan vegyületek, amelyek környezeti hatásokra – fotolízis, oxidáció, biodegradáció – viszonylag gyorsan lebomlanak, sok közülük perzisztens vegyület. Ezek hosszú ideig képesek fennmaradni a környezetben érdemi koncentráció-csökkenés nélkül. Bioaktív, azaz az élő sejtekre és szövetekre hatást kifejtő vegyületek. Ezeket *perzisztens szerves szennyezőanyagoknak* hívjuk, az angol szaknyelvben a *persistent organic pollutants* – POPs kifejezéssel találkozhatunk. Felezési idejük hónapokban, vagy években mérhető.

Bár az angol szaknyelv a szerves mikroszennyezőkre használja az *organic micropollutants (OMPs)* kifejezést, ettől eltérő szókapcsolatokkal is találkozhatunk a nemzetközi szakirodalomban. Tekintve, hogy a fejlődő laboranalitikai módszereknek köszönhetően egyre több, alacsony koncentrációban jelenlévő szennyezőanyag kimutatására van lehetőség, újabb és újabb vegyületekről derül ki, hogy megtalálhatóak a környezetben. Ezekre az angol szakirodalom az *emerging pollutants (EP)* kifejezést használja, amelyet a hazai szaknyelvbe „új szennyezők” kifejezéssel emelhetünk át. Hasonlóképpen találkozhatunk a *contaminants of emerging concern (CEC)* szakkifejezéssel, amelynek lényegét magyar fordításban, a „növekvő aggodalomra okot adó szennyezők” fejezi ki leginkább. Bár e kifejezések mögött szinte ugyanazokat az anyagokat értjük, némi különbség azért van köztük. A mikroműanyagok csoportját az új szennyezők közé soroljuk, azonban megjelenésükből adódóan, valamint fizikai tulajdonságaik és kémiai összetételük alapján nem sorolandók a szerves mikroszennyezők közé.

Növekvő aggodalomra az a tény is okot ad, hogy e szennyező anyagok nem esnek szabályozás alá. Nem részei a rutin monitoring programoknak, nincsenek rájuk sem környezetminőségi, sem pedig ivóvízbiztonsági határértékek. Az elmúlt évek kutatási

eredményei és a jogalkotók reakciói arra engednek következtetni, hogy e szennyezőanyagok a jövőben jogi szabályozás alá kerülnek.

Ahhoz, hogy a szerves mikroszennyezők transzmissziós folyamatait megértsük és az általuk okozott ökológiai és ivóvízbiztonsági kockázatokat számszerűsíteni tudjuk, meg kell határozni az egyes csoportokat és azok eredetét.

## 2.1. Szerves mikroszennyezők csoportosítása és eredete

A szerves mikroszennyezők csoportosítása történhet fizikai és kémiai tulajdonságaik (például illékonyság, perzisztencia, vagy reakcióképesség) alapján, de kategorizálhatjuk azokat ökológiai, vagy humán egészségügyi hatásuk (pl. toxikusság, rákkeltő, vagy mutagén hatás) alapján is. Értekezésem célját szem előtt tartva a kibocsátási ágazat szerinti csoportosítást mutatom be. Az értekezés célja az ivóvízben előforduló mikroszennyezők kockázatának meghatározása, ehhez pedig mindenképpen értékelni szükséges azok humán egészségügyi hatását is. A nemzetközi szakirodalom jellemzően a kibocsátás szerint csoportosít, így e tanulmány is ezt veszi alapul. Ez alapján a szerves mikroszennyezőket 12 csoportba sorolhatjuk, amelyeket az V. táblázatban foglaltam össze.

V. táblázat: A szerves mikroszennyezők csoportjai (Knisz et. al. alapján [38])

| Szerves mikroszennyezők csoportjai                 | Angol megnevezés                      |
|----------------------------------------------------|---------------------------------------|
| 1. Gyógyszermaradványok                            | <i>Pharmaceutical compounds, PCs</i>  |
| 2. Pszichoaktív szerek                             | <i>Psychoactive substances, PAS</i>   |
| 3. Kozmetikai és testápoló szerek                  | <i>Personal care products, PCPs</i>   |
| 4. Rezisztencia gének                              | <i>Resistance genes, RGs</i>          |
| 5. Peszticidek                                     | <i>Pesticides</i>                     |
| 6. Életviteli termékek és élelmiszer adalékanyagok | <i>Food additives</i>                 |
| 7. Felületaktív anyagok                            | <i>Surfactants</i>                    |
| 8. Fertőtlenítési melléktermékek                   | <i>Disinfection by-products, DBPs</i> |
| 9. Égési melléktermékek                            | <i>Combustion by-products</i>         |
| 10. Egyéb ipari eredetű vegyületek                 | <i>Industrial products</i>            |
| 11. Toxinok                                        | <i>Toxins</i>                         |
| 12. Fémorganikus vegyületek                        | <i>Organometallic compounds</i>       |

A szerves mikroszennyezők kibocsátás szerinti csoportosítása azért is szerencsés, mert az egyes csoportokba tartozó anyagokra egyedi források és transzmissziós utak jellemzők. Fontos azonban hangsúlyozni, hogy az egyes csoportok között átfedések is lehetségesek, azaz bizonyos mikroszennyezők több csoportba is besorolhatók. A

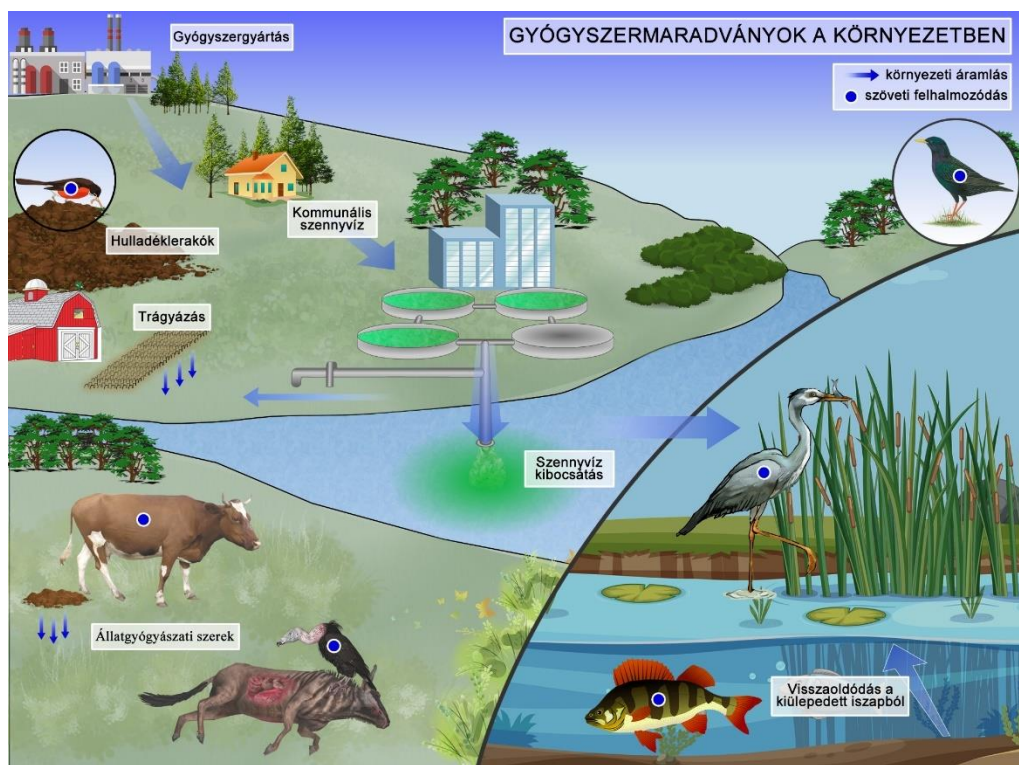


következő fejezetekben az egyes csoportok jellemző tulajdonságait és lehetséges forrásait veszem sorra.

### **2.1.1. Gyógyszermaradványok**

A gyógyszermaradványok (*pharmaceutical compounds, PCs*) a nagymértékű globális gyógyszerfogyasztás miatt az egyik legnagyobb mennyiségben a környezetbe kerülő anyagok közé tartoznak. A szakirodalomban gyakran egy csoportba sorolják a kozmetikai és testápoló szerekkel (*pharmaceutical and personal care products, PPCPs*). A humán gyógyszermaradványok legnagyobb forrása a szennyvízkibocsátás. A gyógyszerek ugyanis az emberi felhasználás során jellemzően nem metabolizálódnak teljes mértékben, 30-90%-uk gyakorlatilag változatlan formában ürül a szervezetből. Ebből adódóan a kommunális – illetve különösképpen a kórházak által kibocsátott – szennyvíz jelentős arányban tartalmaz gyógyszer hatóanyagokat, maradványokat. A szennyvíztisztítás ágazatában az elmúlt évtizedekben jelentős fejlődés ment végbe. A korábban csak mechanikai tisztítást végző szennyvíztisztító létesítmények kiegészültek olyan további technológiai lépcsőkkel, mint a biológiai tisztítási fokozat. Ezzel bár jelentősen csökkent a kibocsátott szennyvíz környezetterhelése, a gyógyszermaradványok érdemi visszatartására ezek a szennyvíztisztítók nem képesek. A szennyvíztisztító technológiai lépcsők közül főleg a membránszűrés, valamint részben a kémiai tisztítási fokozat képes a gyógyszermaradványok igazán hatékony visszatartására.

Az Európai Unióban jelenleg mintegy 3000 különböző gyógyszer hatóanyag engedélyezett, amelyek kémiai szerkezetére és ebből adódóan tulajdonságaira igen nagy sokféleség jellemző. Mivel a gyógyszer hatóanyagok célja, hogy az emberi testben, mint élő szervezetben aktívan befolyásoljanak különböző molekuláris és metabolikus folyamatokat, így a környezetbe – kiemelten a vízi környezetbe – kikerülve hasonló hatást fejthetnek ki az ott élő szervezetekre. Éppen ezért napjainkban a gyógyszermaradványok az egyik leggyakrabban vizsgált mikroszennyező csoport. A gyógyszermaradványok lehetséges forrásait a 11. ábra foglalja össze.



11. ábra: A gyógyszermaradványok lehetséges forrásai és transzmissziós útjai a környezetben (a szerző munkája Scudellari M., 2015. [39], Richmond et al., 2017. [40], és Bean et al., 2014. [41] alapján)

Hasonlóan más mikroszennyezőkhöz, a gyógyszermaradványok jelenleg nem szerepelnek az EU elsőbbségi anyagok listáján, így nem léteznek rájuk vonatkozó környezeti határértékek. Tekintve, hogy a környezetbe került gyógyszermaradványok az ivóvízbázisokra is kockázatot jelenthetnek, növekvő aggodalmat okoznak a szakemberek és a lakosság körében egyaránt.

### 2.1.2. Pszichoaktív szerek

A pszichoaktív szerek (*psychoactive substances*, PS) az élő szervezetbe kerülve befolyásolják a központi idegrendszer működését, funkcióját. A pszichoaktív szerek közé soroljuk az ópiátokat, a központi idegrendszer gátlószereit (depresszánsok), a központi idegrendszert serkentő szereit (pszichostimulánsok), a hallucinogéneket és a kannabinoidokat. A csoportba tartozó anyagok közül számos tiltott, illegális szer, így a termelés és kibocsátás nincs kontroll alatt, éppen ezért a minőségi mennyiségi mutatókról csak becslési információk érhetők el. A mai napig viszonylag kevés kutatási eredmény áll rendelkezésre a pszichoaktív szerek környezetbe kerüléséről és sorsáról. Egy 2004-ben, az USA-ban készült tanulmány a szennyvízben vizsgálta a kokain és

metabolitja, a benzoilelgonin jelenlétét. E két vegyület az összes vizsgált szennyvíztisztító telep szennyvizében megtalálható volt [42].

A gyógyszermaradványokhoz hasonlóan, a pszichoaktív szerek sem távolíthatók el teljes mértékben a szennyvíztisztítás folyamatában, így jelentős részben (~40%) az elfolyó tisztított szennyvízzel a környezetbe jutnak. A felszíni vizekben mérhető pszichoaktív szerek aránya nagyjából megegyezik a becsült fogyasztási mutatókkal, azaz legnagyobb mértékben a nagy mennyiségben fogyasztott szerek mutathatók ki. Jelenlétük a gyógyszermaradványokhoz hasonlóan különös aggodalomra ad okot, mivel – lévén bioaktív anyagok – károsíthatják a vízi ökoszisztémát és az élő szervezeteket. Összességében elmondható, hogy a vízi környezetben a pszichoaktív anyagok mennyisége jóval alacsonyabb, mint a jelentős mennyiségben felhasznált gyógyszereké. Néhány kutatás vizsgálta a pszichoaktív szerek ivóvízbázisokba és ivóvizekbe kerülésének, illetve a fogyasztókra jelentett kockázatát. A tanulmányok arra mutatnak rá, hogy ezek igen alacsony koncentrációban detektálhatók és ebben a mértékben nem jelentenek kockázatot a fogyasztókra [42].

### **2.1.3. Kozmetikai és testápoló szerek**

A kozmetikai és testápoló szerek (*personal care products, PCP*) csoportjába elsősorban a kozmetikumokat (pl. parfümök, rúzsok, hajfestékek, dezodorok és fogkrémek hatóanyagait) soroljuk, de ebbe a csoportba tartoznak a különböző gyógyhatású készítmények is (pl. kenőcsök, krémek, samponok, stb). Ide sorolhatók tehát azok a szerek és készítmények, amelyet külsőleg használunk. A csoportot a szakirodalomban gyakran a – belsőleg használatos – gyógyszer hatóanyagokkal vonják össze (*pharmaceuticals and personal care products, PPCPs*). A PCP-k jellemzően többféle kémiai vegyület keverékei, amelyek a gyógyszerekhez hasonlóan tartalmazhatnak aktív, biológiai hatású hatóanyagokat. A kozmetikai termékek esetében fontos megemlíteni azokat az anyagokat, amelyeket kifejezetten biocid hatásuk miatt adnak hozzá a termékhez. A biocideket kozmetikai termékek esetében a termék minőségének stabilizálására, romlásuk megakadályozására használják. Ezek jellemzően olyan vegyületek, amelyek valamely biológiai szervezetre korlátozó, gátló hatást fejtenek ki általában kémiai úton. Kozmetikai termékekben ezek általában a fertőtlenítők, például antiszeptikus kézmosók, fertőtlenítő spray-k jelentős arányú összetevői. A kozmetikumokban leggyakrabban alkalmazott biocid vegyületek a

klorofén, a triklozán, a diklorofén, illetve a parabének csoportja. E biocid vegyületek a környezetbe kikerülve hasonló hatást fejtenek ki, azaz az élő szervezetek működését gátolják, korlátozzák.

A PCP-k széles körű használata, valamint a szennyvíztisztítók elégtelen hatékonysága miatt a PCP-k és metabolitjaik jelentős része kijuthat a környezetbe. A gyógyszermaradványoktól eltérően a PCP-k jellemzően nem haladnak át az emberi szervezeten, így egyáltalán nem zajlik le metabolizmus. Ezek az anyagok a mosakodásból, fürdésből eredő szennyvízzel kerülnek a környezetbe, de igen jelentős forrás lehet az élővizekben történő fürdőzés is. A környezetbe kerülve negatív hatással lehetnek az élő szervezetekre és károsíthatják az ökoszisztémát.

#### **2.1.4. Rezisztencia gének**

Az antibiotikumok hatalmas változást hoztak az emberiség életminőségében és felfedezésük óta minden évben milliók életét mentik meg. A tudomány fejlődésével egyre többféle bakteriális eredetű betegség vált kezelhetővé és gyógyíthatóvá. Az antibiotikumok széles körben elterjedtek, használatuk ma már a világ szinte összes országában általánosnak mondható. Nem megfelelő kontroll mellett, túlzott, vagy indokolatlan használatuk azonban negatív következményekkel is jár. Mára számos antibiotikummal szemben rezisztens (*antibiotic resistant*, ABR) baktériumtörzs alakult ki. A kutatások főleg az antibiotikumok ellen kialakuló rezisztenciát helyezték fókuszba, de különböző fémek, biocid anyagok, és más vegyületek (pl. oktanol, hexán, toluol) is kiválthatnak rezisztenciát [43].

A rezisztencia, mint tulajdonság kétféle típusba sorolható. *Természetes rezisztenciának* azt az örökletes tulajdonságot nevezzük, amely az evolúció során alakult ki és amely a mikrobák környezetükben található ártalmas vegyületek elleni védekezését jelenti. Ez a bakteriális genomban kódolva nagyobb rendszertani egységekre jellemző és független bármilyen antibiotikum szelektív hatásától. A *szerzett rezisztencia* ezzel szemben egy olyan új tulajdonság, amely a korábban hatékony antibiotikumok ellen alakul ki és amely gyógyszerek ennek következtében hatástalanná válhatnak. A mikroorganizmusok evolúciós szempontból jellemzően két fő stratégiával védekeznek az antibiotikumok veszélyei ellen. Az egyik a mutáció, amely a génekben kialakuló változást jelent, amely gyakran az antibiotikum hatásmechanizmusával kapcsolatos génekben zajlik le. A másik eset az idegen DNS

megszerzése, ahol a DNS-láncban a rezisztencia elemei már kódolva vannak. Az így kialakuló mikrobatorzseket az antibiotikum már nem képes elpusztítani, így azok életben maradnak és szaporodni kezdenek.

A rezisztencia gének legfőbb forrása a tisztítatlan, vagy nem megfelelő hatékonysággal tisztított szennyvíz [44]. A szennyvíztisztítóba érkező rezisztencia gének elsődlegesen az emberi szervezet bélrendszeréből származnak. Az antibiotikumok a baktériumok válaszreakcióját válthatják ki, amely során a stressz hatására mutációk jönnek létre a genomon belül. Az antibiotikus gyógyszerek és a rezisztencia gének együttes jelenléte új rezisztencia kapcsolatok kialakulását eredményezheti, amelyeket a mikrobák géntranszfer folyamatában adhatnak tovább. A *horizontális géntaszfer* három úton valósulhat meg, a transzformáció, a konjugáció, vagy a transzdukció folyamatában. A *transzformáció* során a baktérium közvetlenül veszi fel a DNS-t, ezt a képességet azonban csak néhány patogén esetében sikerült kimutatni. A *konjugáció* folyamatában közvetlen sejtkapcsolat során valósulhat meg a DNS-csere. Jellemzően ez a folyamat zajlik le nagy arányban az emberi, vagy állati bélrendszerben egy antibiotikumos kezelés során. A *transzdukció* során pedig egy vírus szállítja a genetikai információt az egyik baktériumtól a másikig úgy, hogy a baktérium genetikai állományának egy része bekerül a bakteriofágba. A vírus az információt a következő fertőzés során a saját információjával együtt adja tovább.

Az antibiotikum rezisztens mikrobatorzsek kialakulásáért egyrészt mindenképpen az antibiotikumok nem megfelelően szabályozott, túlzott, vagy indokolatlan alkalmazása tehető felelőssé. Másrészt a jelenség egy sokkal összetettebb folyamat, ahol primer és szekunder anyagok jelenléte, metabolikus folyamatok, különböző környezeti körülmények összjátéka szükséges a rezisztencia kialakulásához. Mindenesetre az elmúlt évtizedekben számos kutatás világított rá, hogy a jövőben az antibiotikum rezisztens superbaktériumok még sok problémát okozhatnak majd a humán orvoslásban [45].

#### **2.1.5. Peszticidek**

Peszticideket, azaz növényvédőszereket az emberiség már évszázadok óta alkalmaz, hogy optimalizálja és a kártevőkkel szemben megvédje az élelmiszertermelését. Az ipari kemikáliák megjelenése előtt ezek természetes anyagokból „háziilag” előállított főzetek voltak, amelyek olyan növényi összetevőket tartalmaztak, amelyek

hatóanyaga távol tartotta, vagy elpusztította a kártevő organizmusokat. Általában magas illóolajtartalmú növények (pl. levendula, fokhagyma), vagy valamilyen toxikus anyagot (pl. a csalánban megtalálható hangyasav) tartalmazó növényi részek voltak erre alkalmasak. A peszticidek használatára már az ókori Római Birodalomban is találunk példát, de előállításuk és használatuk igazán nagy lendületet a II. Világháború idején, illetve azt követően kapott. Ebben az időszakban sok hatékony és olcsó peszticidet sikerült szintetizálni és előállítani. Ekkor jelent meg és terjedt el a *diklór-difenil-triklóretán (DDT)*, az *aldrin*, a *dieldrin*, a *béta-benzol-hexaklorid (béta-BHC)*, a *klordán* és az *endrin*.

Ma érvényes meghatározásban peszticidnek nevezünk minden olyan szerves vagy szervetlen vegyületet, amelyeket a kártevők távoltartására, életfolyamatainak gátlására, vagy elpusztítására, alkalmazunk. Kártevőknek tekintjük azokat a növény, állat és gombafajokat, amelyek valamilyen formában kárt okoznak a termésben, gátolják, vagy más módon hátrányosan befolyásolják a haszonnövények fejlődését, vagy megbetegítik a haszonállatokat. Az emberi populáció exponenciális növekedése magával hozta az élelmiszer tömegtermelés igényét, ami valószínűleg nem lett volna megvalósítható peszticidek alkalmazása nélkül. Azonban számos esetben kiderült, hogy e vegyszerek pozitív tulajdonságaik mellett az ökoszisztémára, vagy épp az emberi egészségre ártalmas hatással is rendelkeznek. Erre jó példa a korábban már említett *diklór-difenil-triklóretán*, amely az 1950-es években valódi csodaszernek számított, olcsón és nagy mennyiségben állították elő és széles körben alkalmazták. Általános rovarölő hatása révén a rovarkártevők visszaszorítása mellett a DDT szúnyogpopulációk gyérítésére is alkalmas volt, így sok helyen a malária, mint betegség is visszaszorult. Alkalmazták általános antiszeptikus célból is, nagyobb állategészségügyi járványok megfékezéséhez járművek kerekeit fertőtlenítették vele. Néhány évtizednyi alkalmazását követően derült fény rendkívül erős karcinogén hatására és perzisztens tulajdonságára.

A peszticidek csoportjába tartoznak a gyomirtók, a rovarölő szerek, a gombaölő készítmények, a rágcsálóirtók, vagy az antimikrobiális talajfertőtlenítő szerek. Éppen biológiailag aktív tulajdonságaik következtében potenciálisan, sőt sok esetben bizonyítottan ártalmasak a környezetre nézve. Az elmúlt évtizedekben folyamatosan növekedett a felhasznált peszticidek mennyisége és száma. Jelenleg hozzávetőlegesen 3 millió tonna fogy el évente [46]. A világon a peszticideket legnagyobb arányban a

mezőgazdaság használja fel. Világszinten a 10 legnagyobb mennyiségben alkalmazott peszticid az alábbi:

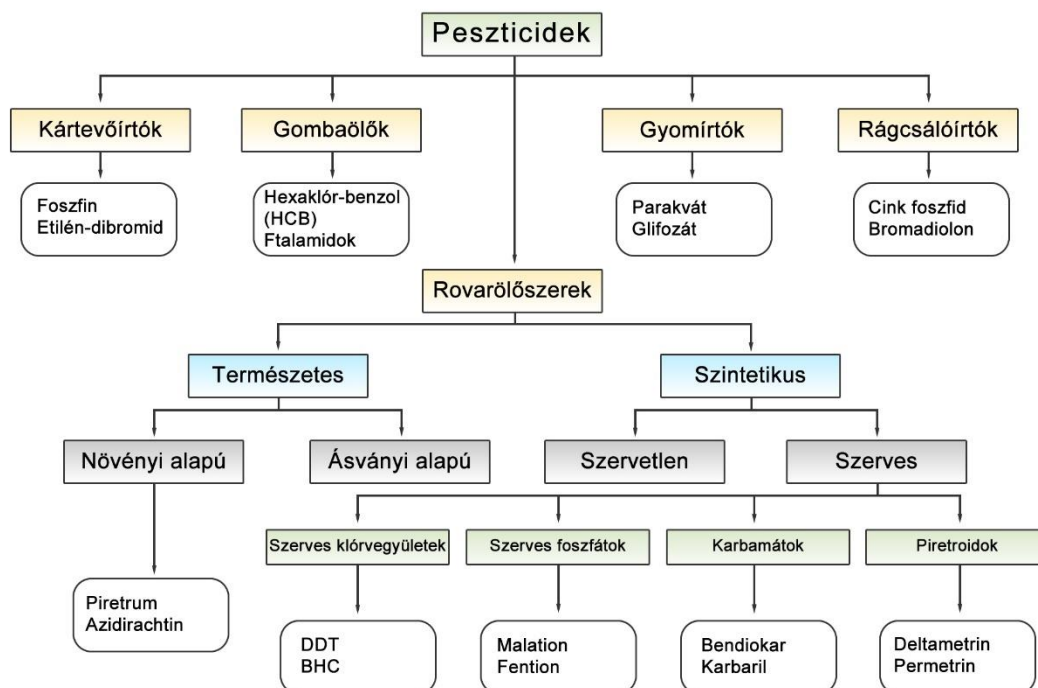
- glifozát,
- atrazin,
- S-metolaklór,
- acetoklór,
- 2,4-diklór fenoxi-ecetsav,
- pendimetalin,
- metám-nátrium,
- diklórpropén,
- metil-bromid,
- klórpikrin [47].

Megjegyzendő, hogy a 2,4- diklórfenoxi-ecetsav korábban a hadászatban is alkalmazott vegyszer volt. A vietnámi háborúban a 2,4,5-triklór-fenoxi-ecetsavval alkotott keverékét „agent orange” néven használták a lombhullató fák levélzetének ritkítására. A háború időtartama alatt 49,7 millió liter vegyszert permetezett szét az amerikai haderő. Későbbi kutatások nem csak a jelentős ökológiai károkozásra mutattak rá, hanem összefüggést találtak születési rendellenességek, valamint légzőszervi problémák és humán rákos betegségek kialakulása között is. Ezért elsősorban a gyártás és előállítás során a keverékben maradt dioxinok voltak felelősek [48].

A fent említett peszticidek közül a klórpikrinnek, más néven triklór-nitrometánnak ismert még hadászati felhasználása. Ezt a vegyületet John Stenhouse skót vegyész állította elő 1848-ban, majd a későbbi években, mint könnygázt és tömegoszlató fegyvert vetették be a világ több pontján az I. Világháború folyamán [49].

A mezőgazdaság és az állattenyésztés mellett számos ágazat használ peszticideket, találkozhatuk azokkal a közegészségügyben, épületek karbantartása kezelése területén, a vízkezelésben, az ipar számos területén és nem utolsósorban a háztartásokban is.

A peszticidek csoportosítását és néhány példát a 12. ábra mutatja be.



12. ábra: A peszticidek csoportosítása (a szerző munkája Jayaraj et. al. [50] és Yadav et. al. [51] alapján)

A peszticidek felhasználásukból adódóan elsősorban diffúz szennyezőforrásokból jutnak a környezetbe, de természetesen találunk példát pontszerű emisszióra is. A különböző szennyezőanyag források és eltérő transzmissziós utak miatt a szennyezett, veszélyeztetett befogadók is különbözőek lesznek. A mezőgazdaságban alkalmazott peszticidek elsősorban a felszín alatti vizekben jelennek meg, de a lefolyások okán a felszíni vizekben is megtalálhatók. Számos vegyszer – pl. szerves klórvegyületek – esetében sikerült kimutatni, hogy azok a légköri áramlásoknak köszönhetően a kijuttatás helyétől több ezer kilométer távolságra is eljutottak. Perzisztenciájukból adódóan ezek a vegyszerek kiüledve sokáig változatlan formában képesek megmaradni olyan területeken, amely az emberi tevékenységtől közvetlenül nem érintettek (pl. sarkvidék). A napjainkban használt peszticidekre már kevésbé jellemző a perzisztencia, az új vegyszerek előállításánál pedig kifejezetten szempont, hogy a kijuttatást követően, a kívánt hatás elérése után lehetőleg gyorsan ártalmatlan összetevőkre bomoljanak.

Peszticidek felszíni vizekbe jellemzően a talajfelszínről, csapadék, vagy öntözés által történő bemosódás révén, vagy pontszerű szennyezőforrásokból kerülhetnek [52]. A környezetbe került peszticidek koncentrációja nem marad állandó, lebomlásuk, átalakulásuk biotikus, azaz mikroorganizmusok, növények közreműködésével és



abiotikus – kémiai és fotokémiai – folyamatok során történhet. Egy peszticid bomlását, átalakulását a környezeti körülmények mellett az adott peszticid kémiai szerkezete határozza meg [53].

A peszticidek emberi egészségre gyakorolt ártalmáról ma már viszonylag széleskörű ismereteink vannak. A WHO adatai alapján, évente 3 millió ember szenved peszticid mérgezést, főleg a fejlődő országokban. Ezek közül mintegy 220 000 halálos kimenetelű. Bizonyos csoportok, például újszülöttek, gyermekek, illetve a mezőgazdaság területén dolgozók kiemelten veszélyeztetettnek számítanak. Közülük is a földműveléssel foglalkozók szenvedik el a legnagyobb peszticid dózist, mivel ők dolgoznak és érintkeznek a vegyszerekkel [54]. Mindemellett amennyiben valamely környezeti hatásra a peszticidek jelentősebb koncentrációban jelennek meg a felszíni vizekben, elérhetik és bejuthatnak a vízbázisokba is, ezáltal kockázatot jelentve az ivóvízellátásra.

#### **2.1.6. Életviteli termékek, élelmiszer adalékanyagok**

Az életviteli termékek csoportjába sorolhatók azok a szintetikus szerves és szervetlen vegyületek, amelyek az emberi fogyasztásból, táplálkozásból adódóan kerülnek felhasználásra és nem sorolhatók a gyógyszerek, vagy a gyógyhatású készítmények közé. Ide tartoznak az élelmiszer adalékanyagok, mint az édesítőszer, vagy a tartósítószer, de ide soroljuk a stimuláló szereket – pl. koffein, nikotin – is. Az élelmiszeripar meglehetősen sokféle célból használ adalékanyagokat. A termékek minőségének stabilizálására, tartósítás, szín, vagy íz beállítása, állagjavítás, vagy a cukor helyettesítése tartozik a leggyakoribb célok közé. Legnagyobb arányban a tartós élelmiszerek, a gyorsételek, vagy a cukormentes élelmiszerek tartalmaznak szintetikus adalékanyagokat. Az élelmiszeradalékok egyaránt lehetnek természetes vagy mesterséges anyagok [55].

Az élelmiszeradalékok közül elsősorban a kalóriaszegény vagy kalóriamentes mesterséges édesítőszeret tekintjük új szennyezőnek. Ezek perzisztens tulajdonságuk miatt a környezetbe kerülve, mint szerves mikroszennyezők okozhatnak problémát. Az élelmiszeradalékok közül a szukralózt, az aceszulfám-K-t és az aszpartámot használják a legnagyobb mennyiségben [56].

Ebbe a csoportba sorolandó életviteli anyagok a stimulálószer. Ezek olyan pszichoaktív anyagok, amelyek közvetlenül az idegrendszerre hatnak, növelik a

perifériás és központi idegrendszer aktivitását. Átmenetileg a test mentális, vagy fizikai állapotát javítják [42]. A két legismertebb, leggyakrabban és legnagyobb mennyiségben használt stimulálószer a koffein és a nikotin. Mindkét vegyület az alkaloidok közé tartozik, természetes eredetűek, többféle növényfaj levelében vagy termésében fordulnak elő.

A mesterséges édesítőszer és a koffein, mint szennyezőanyagok fő forrása a kommunális és az élelmiszeripari szennyvíz. A szennyvíztisztítás során nem, vagy csak részben bomlanak le, így a tisztított szennyvízzel a vízi környezetbe jutnak. Az aceszulfám a széles körben alkalmazott szennyvíztisztítási módszerekkel nem távolítható el, a vízi környezetbe kerülve hidrophil tulajdonsága miatt igen mobilis. Korábbi kutatásokban kimutatták felszíni, felszín alatti vizekben és ivóvízben egyaránt [57].

Érdekességként megemlítendő az aceszulfám természetes felszíni vizekben mért koncentrációjának változása és annak okai. Az aceszulfám az egyik legrégebben vizsgált élelmiszeradalékanyag. Perzisztenciája miatt koncentrációja folyamatos emelkedést mutatott az elmúlt évtizedekben. Németországban folytatott vizsgálatok azonban azt mutatták, hogy a folyamat az utóbbi időben annak ellenére megfordult, hogy az aceszulfám éves felhasználása nem változott. A kutatások alapján mindez annak a következménye, hogy a szennyvíztisztítóknál megjelentek azok a mikroorganizmus mutációk, amelyek már képesek az aceszulfám bontására. Ez a megfigyelés a maga nemében egyedülálló; az aceszulfám az első olyan szerves mikroszennyező, amelyhez kapcsolódóan kimutatták a mikrobiális evolúció folyamatát és amely mintegy két évtized alatt zajlott le. A kutatás rámutat, hogy a lebontásban nem egyetlen mikroorganizmus vett részt, hanem mikroorganizmusok együttes hatásának eredménye. A jelenséget a világ több régiójában párhuzamosan sikerült megfigyelni [57].

A stimulálószer a vízi környezetben viszonylag perzisztensnek mutatkozik, a természetes bomlási folyamatokkal szemben részben ellenálló. A koffein – amely szintén szennyvízkibocsátással kerülhet a környezetbe – felezési ideje a környezeti körülményektől függően 100 és 240 nap között változhat [43]. A szennyvíztisztítás folyamatában részben lebomlik, de érdemi koncentráció-csökkenés ott mérhető, ahol eleveniszapos biológiai tisztítási fokozat is működik. Több Európában, Ausztráliában és az USA-ban elvégzett vizsgálat mutatott rá, hogy összefüggés lehet a koffein

jelenléte és a felszíni, valamint a felszín alatti vizek szennyvízzel történő terheltsége között. Ebből adódóan a koffein a kommunális szennyvíz egyik indikátor vegyületének is tekinthető [42]. A stimulálószernek potenciális egészség és környezetkárosító hatásuk lehet, ez különösen igaz a nikotinra, amely a csoport legmérgezőbb vegyülete. A kommunális szennyvízkibocsátás mellett emissziós forrás lehet még a kommunális hulladék és a mezőgazdaság, amely peszticidekben használ nikotint és származékait. Jelentős problémát jelentenek a közterületeken eldobált cigarettacsikkek, amelyek a csapadékvízzel kerülhetnek a befogadóba [58].

Az élelmiszer adalékanyagok és stimulálószeres ökotoxikus hatásáról megoszlanak a vélemények. Egyfelől ezek az anyagok egy rájuk jellemző kritikus környezeti koncentráció felett beleavatkoznak az ökoszisztémák működésébe és ártalmas hatással lehetnek – főleg a vízi – élővilágra. Másrészt viszont a környezeti és biodegradációs hatásokkal szemben nem ellenálló, azaz kevésbé hajlamosak a felhalmozódásra. A nikotin esetében az alacsony  $K_{ow}$ -együttható<sup>3</sup> arra enged következtetni, hogy viszonylag alacsony a biokoncentráció veszélye a vízi élőlényekben, de amennyiben a vegyület jelenléte állandó, toxikus hatást képes kifejteni a vízi élőlényekre [58].

#### 2.1.7. Felületaktív anyagok

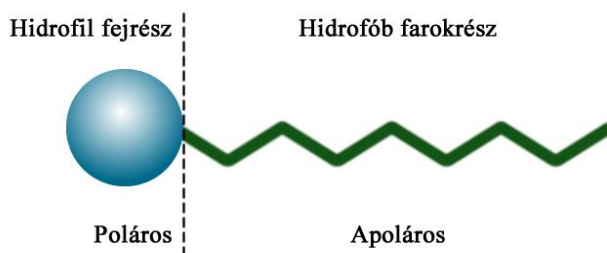
A *tenzidek*, azaz felületaktív anyagok közé jellemzően a zsíroltó, tisztító hatással rendelkező vegyületeket, *detergens*eket soroljuk. Ezek olyan anyagok, amelyek folyadékokban kialakuló koncentrációja nem egyenletes, hanem az oldat felületén nagyobb, mint az oldat belsejében. Ebből adódóan az oldat felületi feszültségét csökkentik. A háztartási felhasználás mellett a tenzideket széles körben alkalmazza a gyógyszeripar, a textilipar, az élelmiszeripar, de jelentős mennyiség fogy a kozmetikumok és egyéb testápolási termékek gyártása során is [59].

A tenzideket jellegük szerint anionos, kationos, amfoter, vagy nem ionos csoportba sorolhatjuk. Leggyakrabban alkalmazott anionos tenzidek a *nátrium-dodecil-szulfát*, *(alkil)-szulfátok*, *nátrium-lauril-szulfát*, vagy az *(alkil)-etoxi-szulfátok*, a kationos tenzidek közül a legismertebbek a *benzalkónium-klorid*, a *cetil-piridinium-bromid* és a *cetil-piridinium-klorid*.

---

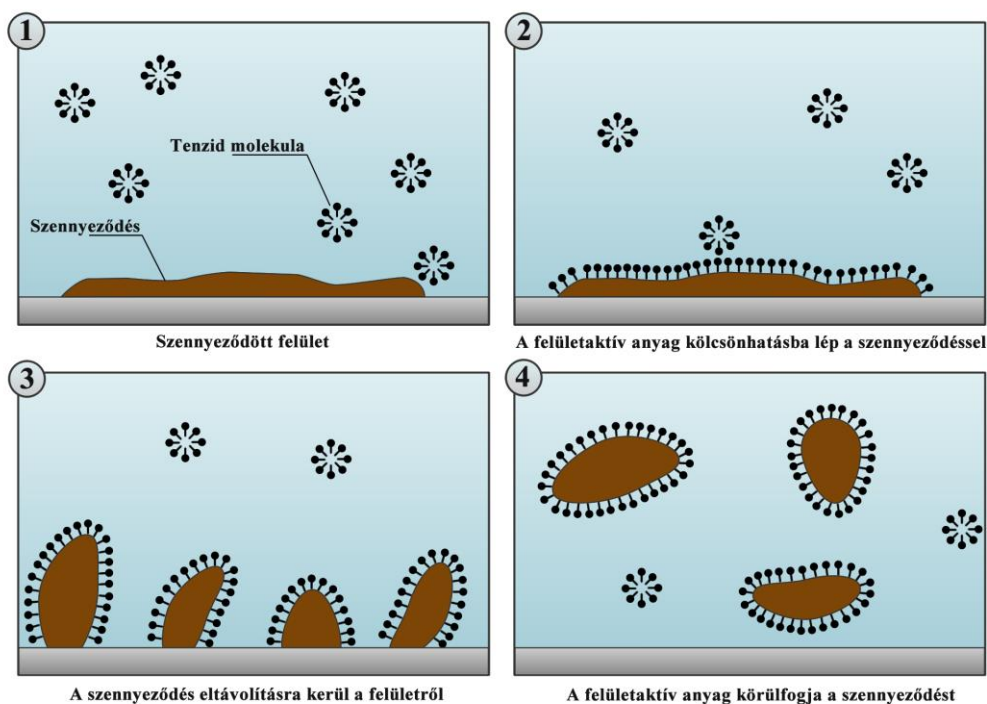
<sup>3</sup>  $K_{ow}$ : Oktanol-víz megoszlási együttható, a szerves szennyezőanyagok vízoldhatóságának mértékére vonatkozó érték.

A felületaktív anyagok közös jellemzője, hogy egy hidrofil és egy hidrofób részből állnak, azaz amfipatikus molekulák (13. ábra).



13. ábra: A felületaktív anyagok elvi felépítése (a szerző munkája)

E tulajdonságuknak köszönhetően kolloid jellemzőket vehetnek fel és vizes oldatokban aggregátumokat, gömb, vagy henger alakú formátumokat, ún. micellákat képeznek. Vizes közegben a tenzid hidrofób része a nem, vagy rosszul oldódó apoláros – például zsíros – szennyeződéshez tapad, amely így a micella hidrofób belsejébe kerül. A tenzid hidrofil része pedig oldatba viszi a felületről leválasztott, micellába zárt szennyeződést. A tenzidek működésének folyamatát a 14. ábra mutatja be.



14. ábra: A felületaktív anyag kölcsönhatása a szennyezőanyaggal (a szerző munkája)

Tekintve, hogy a felületaktív anyagokat széles körben és nagy mennyiségben alkalmazza a lakosság és az ipar, a tenzidek és azok metabolitjai jelentős mennyiségben kerülnek a szennyvízbe, vagy közvetlenül a környezetbe. Az elmúlt

évtizedek során a perzisztens vegyületeket számos téren felváltották a biológiailag lebomló anyagok, ennek ellenére a tenzidek a környezetben – főleg a felszíni vizekben és azok üledékében – kimutathatók. Az alkalmazott szennyvíztisztítási technológiák viszonylag hatékonyak a tenzidek eltávolításában, egy részük azonban a felszíni vizekbe, befogadókba kerül. A környezetben degradálódásuk főként mikrobiális hatásra zajlik le. Ennek folyamata elsősorban a tenzid kémiai szerkezetének, valamint fizikai, kémiai tulajdonságainak függvénye.

A természetes vizekben a tenzidek negatív hatása elsősorban toxikus hatásukban nyilvánul meg, bár e hatás a vizekben történő hígulással csökken [60]. A tenzidekkel kapcsolatosan növekvő figyelemre és aggodalomra ad okot, hogy bár toxicitásuk viszonylag alacsony, metabolitjaik, azaz bomlástermékeik között számos perzisztens és toxikus vegyület fordul elő. A nonilfenol és az oktilfenol esetében már évtizedekkel ezelőtt sikerült kimutatni, hogy halakban hormonmoduláns hatást vált ki. E vegyület az ösztrogéntermelés mellett negatív hatással volt a kortikoszteroid, valamint a noradrenalin elválasztásra is [61]. E hatásokon túl e vegyületek befolyásolják a kognitív funkciókat és gyulladást okoznak az idegrendszer sejteiben. Egyes országokban ezeket az anyagokat újabban a környezetre kevésbé káros vegyületekkel helyettesítik, azonban ahhoz, hogy a lehetséges káros hatásait teljesen megismerjük, további kutatások szükségesek. A korábban széles körben alkalmazott foszfát-tartalmú mosószeres a vízi környezetbe kerülve növényi tápanyagként eutrofizációt okoztak. Ma már rendelet korlátozza a mosószeres foszfát- és foszfortartalmát [62].

#### **2.1.8. Szerves fertőtlenítési melléktermékek**

A biztonságos ivóvízellátás egyik alapvető feltétele az ivóvíz fertőtlenítése. A 18. században és a 19. század elején még Európában is jelentős számú járványos megbetegedést okozott a mikrobiológiailag szennyezett víz fogyasztása. A kialakult kolera és tifusz járványok esetenként több tízezer halálos kimenetelű megbetegedést okoztak. Bár Európa és a fejlett országok túlnyomó részén ma már biztonsággal fogyasztható az ivóvíz, a fejlődő országokban a mai napig több millióra tehető a szennyezett víz fogyasztásából eredő halálos kimenetelű megbetegedések száma. Az ivóvíz klórozásának bevezetése jelentősen csökkentette az ivóvíz eredetű fertőző megbetegedések számát [63].

Az ivóvíz tisztításának, kezelésének jellemzően utolsó lépése a fertőtlenítés. Erre a célra leggyakrabban különböző oxidáló szereket, például klórgázt ( $\text{Cl}_2$ ), nátrium-hipokloritot ( $\text{NaOCl}$ ), klór-dioxidot ( $\text{ClO}_2$ ), vagy ózont ( $\text{O}_3$ ) alkalmaznak. Kiegészítő, vagy köztes fertőtlenítésre 254 nm hullámhosszúságú UV fény alkalmazható. Magyarországon a legszélesebb körben, illetve legnagyobb mennyiségben felhasznált ivóvíz-fertőtlenítőszer a klórgáz.

A klórgáz vitathatatlan előnye, hogy olcsón előállítható, széles spektrumú és gyors hatású fertőtlenítőszer, amely hosszabb távon, az ivóvízelosztó hálózatban is kifejti hatását. Hátránya viszont, hogy rendkívül mérgező, szállítása, tárolása és felhasználása munkavédelmi kockázatot jelent, illetve szerves szennyezőanyagok jelenlétében klórozási melléktermékek keletkeznek. A klórgáz vízben történő reakciójából keletkező

hipoklórossav ( $\text{HClO}$ ) reakcióba lép a vízben előforduló szerves vegyületekkel, a reakcióból pedig fertőtlenítési melléktermékek (*disinfection byproducts*, *DBPs*) keletkeznek. A DBP-k 1970-es évekbeli leírása óta újabb, a klór reakciójából keletkező fertőtlenítési melléktermékeket azonosítottak, például haloecetsavakat és halogénezett acetonnitrileket [64].

1976-ban az Amerikai Egyesült Államok Nemzeti Rákkutató Intézete arról számolt be, hogy az ivóvíz klórozása során keletkező egyik THM-vegyület, a triklórmetán (kloroform,  $\text{CHCl}_3$ ) patkányokban rákkeltő hatású. A karcinogén hatás később a humánegészségügyben is bizonyítást nyert, ezért az ivóvízszabványokban és vonatkozó rendeletekben a THM-koncentrációra vonatkozó határértékek rögzítésre kerültek.

Fontos kitérni arra, hogy a fertőtlenítésen túlmenően a klórgáz az ammónium-ion eltávolítására szolgáló víztisztítási műveletben, a törésponti klórozásban játszik még szerepet. Ebben a folyamatban az ammóniumionból klóraminok keletkeznek monoklór-amin, diklór-amin, triklór-amin sorrendben, amelyekben a klór kötött állapotúnak tekinthető és amelyek a klórhoz hasonlóan biocid hatású vegyületek. Az ivóvízben megengedhető szabad aktív klór és az összes kötött klór esetében a szabvány szintén határértéket állapít meg.

A felszíni vizekben leggyakrabban előforduló természetes eredetű szervesanyagok a huminsavak és a fulvinsavak tekinthetők a fertőtlenítési melléktermékek elsődleges prekursorainak. A felszíni víztestekben a humin- és fulvinsavak a teljes oldott szerves

szén (*dissolved organic carbon, DOC*) mintegy 50-90%-át teszik ki. A szabad aktív klór tehát ezekkel az oldott szerves anyagokkal (*dissolved organic matter, DOM*) reagál. Ez a reakció jellemzően háromféle módon valósul meg, oxidáció, addíció és szubsztitúció révén, bár a legtöbb klórozott DBP – például a trihalometánok és a haloecetsavak – oxidációval keletkezik.

A leggyakrabban előforduló THM a már említett kloroform (triklórmétán), amely huminsavakkal történő reakciók sorozatából keletkezik [64]. Fontos jelenség, hogy a vízben jelenlévő bromidot ( $\text{Br}^-$ ) az oldott állapotban lévő klór hipobrómossavvá ( $\text{HOBr}$ ) oxidálja. Ez a vegyület hasonlóan képes reakcióba lépni a szerves anyagokkal, mint a már említett hipoklórossav ( $\text{HOCl}$ ), így további DBP-k, például bromoform ( $\text{CHBr}_3$ ) keletkezik. A vonatkozó szabványban a trihalometánok határértékekkel szabályozott vegyületei a kloroform, bromoform, dibróm-klórmétán ( $\text{CHClBr}_2$ ), valamint a bróm-diklórmétán ( $\text{CHBrCl}_2$ ). A haloecetsavakra és a haloacetonitrilekre Magyarországon jelenleg nincs ivóvízegészségügyi határérték. A bemutatott leggyakoribb fertőtlenítési melléktermékek mellett természetesen még további DBP-k keletkeznek és fordulnak elő, amelyek jelenleg a legtöbb országban nem esnek szabályozás alá.

Habár az ivóvíz fertőtlenítésének szükségessége vitathatatlan, az elmúlt évtizedek során többször fény derült a DBP-k egészségkárosító hatására. A DBP-vel az ivóvíz mellett kezelt fürdővizekben, illetve a fürdővizek gőzében találkozhatunk. E vegyületek különböző utakon, elsősorban a gyomron, a bőrön és a légutakon keresztül juthatnak az emberi szervezetbe. A DBP-k hatását különböző toxikológiai, karcinogenitást és mutagenitást célzó állatkísérletekben és humán sejtvonalon vizsgálták. A kloroform rákkeltő hatásának igazolását követően a többi THM-ről és további fertőtlenítési melléktermékekről mutatták ki, hogy hasonló elváltozást okozhatnak az emberi sejtekben [65]. Kutatások arra is rámutattak, hogy a legnagyobb mennyiségű DBP a légutakon keresztül jut be az emberi szervezetbe, például fürdés, zuhanyzás alkalmával. A fürdőkben, uszodákban dolgozók körében megnövekedett légúti tüneteket sikerült kimutatni, a hivatásos úszók esetében pedig megemelkedett az asztma kialakulásának valószínűsége. A környezetben vélelmezhetően egyes DBP-k antibiotikum rezisztenciához hasonló hatást válthatnak ki patogén mikrobiológiai szervezetekben. Az *Escherichia coli* esetében biocidok alacsony koncentrációja mellett rezisztens mutációk alakultak ki [66].

### 2.1.9. Égési melléktermékek

Az égési melléktermékek (*combustion by-products, CBPs*) elsősorban a szén alapú tüzelőanyagok, például szén, gáz, olaj, fa, vagy egyéb éghető anyagok égése, illetve tökéletlen égése során keletkeznek. Vegyületek széles spektruma tartozik ebbe a családba, amelyek vagy a tökéletlen égés során, vagy pedig az égési termékek másodlagos reakcióiból keletkeznek. Az égési melléktermékek csoportjába szerves vegyületek, nehézfémek és az új szennyezőként számontartott ún. szabad gyökök (*environmentally persistent free radicals, EPFR*) tartoznak. Közös jellemzőjük, hogy igen perzisztens, a degradációs folyamatoknak ellenálló vegyületekről van szó. Leggyakoribb és legnagyobb mennyiségben előforduló képviselőik a policiklusos aromás szénhidrogének (*polycyclic aromatic hydrocarbons, PAH*), és a dioxinok.

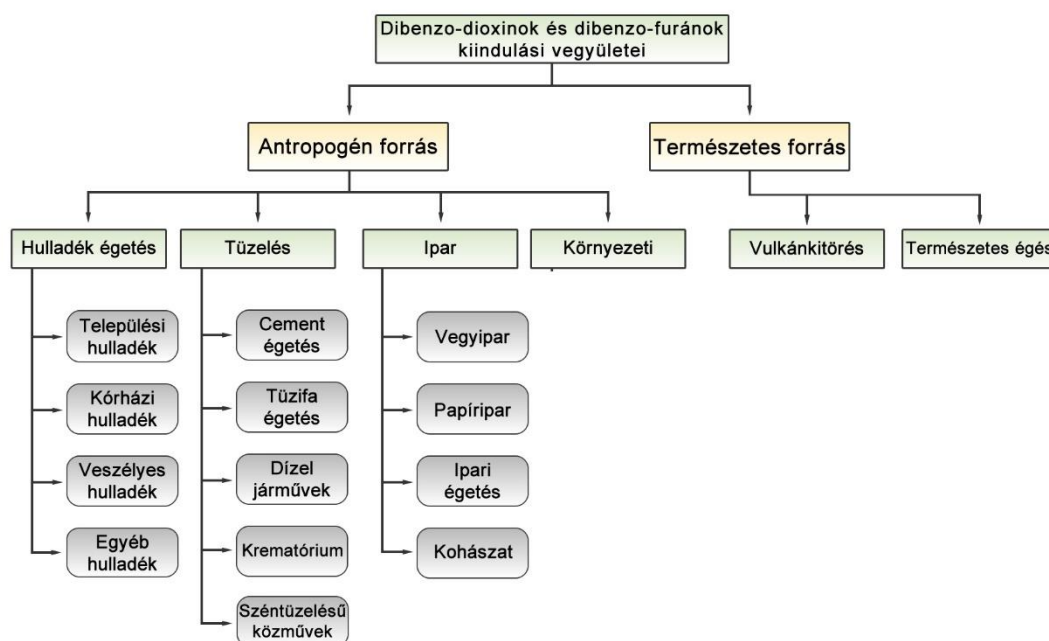
A PAH-vegyületek egymáshoz kapcsolódó, kondenzált aromás gyűrűkből állnak. Előfordulnak a természetben is, elsősorban olaj és szén üledékekben, de ez a vegyületcsoport megtalálható a világűrben, a csillagközi porban és meteoritokban is. Az emberi tevékenység elsősorban a tüzelőanyagok égetésével járul hozzá környezeti előfordulásukhoz. Rendkívül perzisztens szerves szennyezők, amelyek igen ártalmasak a humán egészségre, elsősorban karcinogén hatásuk miatt. A dohány tökéletlen égése során keletkező PAH-vegyületek tehetők felelőssé a dohányzáshoz köthető rákos megbetegedésekért. A több mint 100 vegyületet számláló PAH-csoport legismertebb vegyületei a *naftalin*, a *benzo(a)pirén*, az *acenaftilén*, vagy a *fluorantén*. Csak szén és hidrogén atomot tartalmaznak, általában 2-7 aromás gyűrű kapcsolódik össze, de nem tartalmaznak heteroatomot vagy szubsztituenseket.

A dioxinok közé is több száz vegyület tartozik, ezek három különálló csoportba, a *poliklórozott dibenzo-p-dioxinok*, a *poliklórozott dibenzofuránok* és a *dioxinszerű bifénilek* csoportjába sorolhatók [67]. A dibenzo-dioxinok és a dibenzo-furánok elsősorban olyan égési folyamatok során keletkeznek, ahol az égéstermék hamu, égési gázok, valamint salak. Igen ellenálló, perzisztens vegyületek, amelyeket rendkívül erős toxicitás, rákkeltő hatás, valamint fejlődési rendellenességet, reprodukciós problémákat kiváltó hatás jellemez.

A környezetbe kikerült dioxinok fontos jellemzője, hogy perzisztenciájuknak köszönhetően hosszútávú atmoszférikus jelenlétre képesek, a légköri áramlatokkal messzire juthatnak és a környezet több szintjén bioakkumulációjuk tapasztalható. Környezeti koncentrációjuk az ipar fejlődésével vált jelentőssé, az 1960-70-es



években érte el a maximumát, ettől kezdve lassú, de folyamatos csökkenés mérhető [68].



15. ábra: A dioxinok és furánok forrásai (a szerző munkája Knisz et. al., 2020 alapján [2])

Az égési melléktermékek közül 16 olyan PAH vegyületet tart számon az USA Környezetvédelmi Hivatala (EPA), amelyek környezeti jelenléte komoly aggodalomra adhat okot. Közülük is a benzo(a)pirén karcinogén hatása a legerősebb. Hidrofób vegyületek, azaz vízben kevésbé oldhatók, viszont erősen lipofilek. Zsírolékonyságukból adódóan felhalmozódhatnak a zsírszövetekben, ahonnan később mobilizálódhatnak. Legnagyobb koncentrációban ipari területek környezetében fordulnak elő, de az atmoszferikus áramlásokkal igen messzire juthatnak. Az emberi szervezetbe jutó PAH-ok fő forrása a szennyezett levegőjű helyeken termelt zöldségek és gyümölcsök, elmondható, hogy még a füstölt élelmiszerekben található PAH vegyületek mennyisége is gyakran kisebb, mint egy szennyezett területen termelt élelmiszeré. A táplálékbevitel mellett a légzőszerveken keresztül juthat be nagyobb mennyiség az emberi szervezetbe. A környezetben nehezen bomlanak le, jellemző rájuk a bioakkumuláció.

#### 2.1.10. Egyéb ipari eredetű vegyületek

Ebbe a csoportba jellemzően olyan szerves vegyületeket sorolunk, amelyek valamilyen ipari tevékenység valamely folyamatából származnak, gyártási

adalékanyagok vagy melléktermékek, és más csoportba nem sorolhatók. Ilyenek a poliklórozott bifenilek, a per- és polifluorozott alkilvegyületek, az égésgátlók, vagy a nanoanyagok,

De ugyanebbe a csoportba sorolhatók a műanyag adalékanyagok, például biszfenolok, a műanyag lágyítók, például ftalátok, vagy az üzemanyag adalékok is.

#### *2.1.10.1. Poliklórozott bifenilek*

A poliklórozott bifenilek (*Polychlorinated biphenyls, PCBs*) klórtartalmú szerves vegyületek, amelyeket elektromos szigetelő hatásuk miatt korábban kondenzátorok szigetelő folyadékaként alkalmaztak. Ezen kívül jelentős mennyiséget használt a papírgyártás és a festékgyártás, valamint a műanyagipar is. 2001 óta, a Stockholmi Egyezménynek köszönhetően, a PCB-k gyártása, felhasználása tiltott [69].

A PCB-k toxikusságuk alapján feloszthatók dioxinszerű és nem dioxinszerű vegyületekre. Emlősökben bizonyítottan rákkeltő hatásuk, ezért a humán karcinogenitás is feltételezhető. Jellemzőjük a bioakkumuláció, illetve adszorpciós tulajdonságuknak köszönhetően vízi környezetben az üledékszemcsékhez, a levegőben pedig szilárd porszemcsékhez kötődnek.

Bár a PCB-k gyártása a tiltó rendeleteknek köszönhetően gyakorlatilag 20 éve megszűnt, a hulladéklerakók, valamint a hulladékfeldolgozó ipar még manapság is potenciális forrásuk lehet. Mivel rendkívül ellenálló, perzisztens vegyületekről van szó a környezetből és az emberi szövetekből is kimutathatók. Az emberi bevitel elsősorban a táplálékkal történik és elsősorban a halfogyasztással hozható összefüggésbe. A májban és a zsírszövetekben akkumulálódik, így a húskészítményekben nagyobb valószínűséggel és koncentrációban mutathatók ki, mint növényi eredetű élelmiszerekben [70].

A környezetben a PCB-k igazolt negatív hatást fejtenek ki a fitoplanktonokra, így kockázatot jelentenek az óceáni táplálékhálózatokra, az oxigén termelésére és a széndioxid megkötésére. Magasabb rendű állatokban a toxikus és karcinogén hatás elsősorban a máj károsodásában, az anyagcsere gyors romlásában, illetve rákos folyamatok kialakulásában érhető tetten [71].

#### *2.1.10.2. Biszfenolok*

A műanyaggyártásban adalékanyagként használt biszfenolok alkalmazása az 1890-es évekre nyúlik vissza. A műanyag termékek előállításában a mai napig jelentős szerepük van, alkalmazzák az epoxigyanta, vagy a polikarbonát gyártása során, de ételtároló dobozok, műanyag edények is tartalmazzák, valamint az elektronikai ipar használja, mint az elektromos szigetelőanyagok adalékát. Feltételezett egészségkárosító hatásuk miatt az elmúlt évtizedek során történt néhány korlátozó intézkedés, például használatukat betiltották cumisüvegek gyártásakor. Ennek ellenére az éves felhasznált mennyiség meghaladja a 2 millió tonnát és ez a szám folyamatosan növekszik.

A biszfenolok legismertebb képviselői a biszfenol-A (*bisphenol-A*, *BPA*) és a biszfenol-S (*bisphenol-S*, *BPS*) amelyek kapcsán korábbi kutatások írtak le ökológiai és az emberi hormonális rendszert károsító hatást. A két vegyület hatása az emberi szervezetben nagyon hasonlatos az ösztrogén hormonhoz [72].

A BPA és BPS egy része a műanyaggyártás során polimerizálódik, azaz kémiaiilag kapcsolódik a műanyag molekulákhoz. A nem polimerizálódott biszfenolok azonban a műanyag termékek UV-sugárzás, vagy hő hatására történő bomlása, aprózódása során közvetlenül a környezetbe kerülhetnek. A legnagyobb környezetet terhelő források általában a műanyagipari üzemek. Számos helyen kimutatható felszíni és felszín alatti vizekben. Hazai kutatások a Budapest ivóvízellátását szolgáló Csepel-szigeti vízbázisban mértek 63 ng/l koncentrációt [15]. Az emberi szervezetbe legfőképpen a műanyag edények és az élelmiszerek kapcsolatából kerülnek, elsősorban az ételek műanyag edényekben történő melegítéséből adódóan. Kisgyermekes esetében a műanyag játékok rágása lehet még potenciális forrás [72].

A BPA – és a legfrissebb kutatások alapján a helyettesítésére használt vegyületek is – negatív hatást fejtenek ki az emberi egészségre az endokrin rendszer károsításával. Hatásuk elsősorban a hormonműködés befolyásolásában, a cukorbetegségekre való hajlam fokozódásában nyilvánul meg, de nők esetében feltételezhető a PTSD<sup>4</sup>, valamint az endometriózis kialakulásának kockázata. A természeti – elsősorban vízi – környezetben legnagyobb mértékben a halaknál, a vízi gerinctelenek, valamint a kétélűek esetében mutatták ki az endokrin rendszer károsodását.

---

<sup>4</sup> PTSD: Posttraumatic stress disorder, poszttraumás stressz szindróma

#### 2.1.10.3. Per- és polifluorozott alkilvegyületek

A per- és polifluorozott alkilvegyületeket (*per- and polyfluorinated alkyl compounds, PFA*) elsősorban tapadásmentes felületek kialakítására, például edények bevonatához, szintetikus szövetanyagok vízlepergető hatásának fokozására alkalmazzák. Legismertebb és legnagyobb mennyiségben előállított anyagok a perfluor-oktánsav (PFOA), a perfluor-oktán szulfonát (PFOS) és a poli-tetrafluor-etilén (PTFE, teflon). Mindhárom igen perzisztens – voltaképpen az ellenállóságukat használja ki az ipar – és az emberi egészségre ártalmas vegyület. Káros hatásait felismerve az utóbbi évtizedekben kezdtek el ún. helyettesítő PFA vegyületeket gyártani. Ilyen például a GenX, amelyről jelenleg még meglehetősen hiányosak az ismereteink, főleg ami a perzisztenciát és a környezeti, valamint a bioakkumulációt illeti.

Ellenállóságuknak köszönhetően a PFA vegyületek nem, vagy csak nagyon nehezen bomlanak le, ezért gyakran megtalálhatóak a környezetben, ideértve akár a sarkvidéki területeket, vagy a mélytengereket is [73]. Környezetben detektálható koncentrációjuk igen változó lehet, de jellemzően a ng/l koncentráció-tartományban mérhető. Kutatások mutattak rá arra a tényre, hogy a mért környezeti koncentráció gyakran nagyobb, mint a szennyvizekben mérhető, ami arra enged következtetni, hogy az emisszió nem a szennyvizeken keresztül, hanem egyéb utakon valósul meg. Az egyik legjelentősebb szállító közeg a települési csapadékvíz lehet a közvetlen forrás pedig a közlekedés, illetve a vasúti közlekedés.

A PFA vegyületek valóban rendkívül perzisztenseknek mondhatók. A bennük található szén-fluor kötés az egyik legerősebb kötés és nem igazán ismert olyan mikrobiológiai metabolikus út, amely képes lebontani. Felezési idejük gyakorlatilag meghatározhatatlan, „örök vegyületeknek” is nevezik őket [74]. Emberi szervezetben való jelenlétüket összefüggésbe hozták a megváltozott anyagcserével, a meddőséggel, az immunrendszer csökkent hatékonyságával, valamint rákos megbetegedésekkel.

#### 2.1.10.4. Lágyítók

A lágyítókat elsősorban szintetikus anyagok rugalmasságának növelésére alkalmazzák. A mindennapokban gyakran használt termékek, csomagolóanyagok, epoxi gyanták, műanyag flakonok és ételtároló edények, orvosi eszközök, gyermekjátékok tartalmazzák [75]. Legnagyobb arányban a *ftalátokat* használja az ipar. A széles körű alkalmazásuk, valamint toxikus tulajdonságaik miatt mind az

ENSZ, mind pedig az EPA aggodalmát fejezte ki a ftalátok kapcsán. Ez az aggodalom és a figyelem különösen a dibutil ftalát (DBP), a diizobutil ftalát (DIBP), a benzilbutil ftalát (BBP), a dipentil-ftalát (DnPP), dietil-hexil ftalát (DEHP), dioktil ftalát (DnOP), diizononil ftalát (DINP) és a diizodecil ftalát (DIDP) felé irányul [76].

A ftalátok elsősorban toxikusságuk miatt jelentenek problémát. Változó arányban szívódnak fel a gyomorból és a keringési rendszer közvetítésével a test legtöbb részébe eljutnak. A szervek és szövetek közül leginkább a zsírszövetben és a májban mutatható ki a jelenlétük, de jelentősebb akkumuláció nem jellemző, inkább az akut toxicitás jelent problémát. A ftalátok hatását elsősorban a máj szövettani elváltozásában tapasztalták, de patkányokon végzett kísérletek karcinogén hatást is kimutattak. A légutakon keresztül bejutó ftalátok kapcsán főleg az asztma kialakulásának kockázata, valamint a légzőszervi szövetek károsodása feltételezhető [76].

#### 2.1.10.5. Égésgátlók

Az égésgátló anyagok (*flame retardants, FR*) olyan kémiai vegyületek, amelyeket termékek – például elektronikai készülékek, szövetek, műanyagok – előállításához használnak adalékanyagként, hogy azok gyúlékonyságát, éghetőségét csökkentsék [77]. Az FR-anyagokat három csoportba sorolhatjuk, a szerves, a halogénezett (brómozott, klórozott) szerves, valamint a foszfát tartalmú szerves égésgátlók csoportjába. Foszfát tartalmú égésgátlók használata elterjedt a műanyaggyártásban, a poliuretán haboknál, a hőre keményedő műanyagoknál, illetve egyes textilek előállításánál.

Környezetvédelmi szempontból az égésgátlók hasonló problémát jelentenek, mint a PFA-anyagok, hiszen itt is az ellenállóképesség, tartósság a cél. Perzisztenciájuk és jelentős környezeti jelenlétük miatt néhány FR anyagot, mint az okta-brómozott difenil-étereket (OBDE) és a penta-brómozott difenil-étereket (PBDE) az ENSZ a perzisztens szerves szennyezők listájára tett. Az égésgátlók transzportja a vízben és levegőben egyaránt jellemző. Általában hidrofób vegyületek, így oldott állapotban nem fordulnak elő, de mind a levegőben, mind pedig a vízi környezetben szemcsékhez tapadva történik a transzportjuk. Biodegradációjuk nem jellemző, de egyes brómtartalmú FR-anyagok fotolízis során lebomlanak.

Rágcsálókban sikerült kimutatni karcinogén hatásukat és bár ez feltételezhetően az emberi szervezetben is előfordul, eddig nem nyilvánították humán rákkeltőknek az

égésgátló anyagokat. Humán vizsgálatok főleg arra a következtetésre jutottak, hogy a leginkább aggodalomra okot adó és egyébként mára betiltott PBDE-k károsítják a hormonrendszert és bioakkumulálódnak a zsírszövetben, míg az OBDE-k esetében teratogén hatás feltételezhető [78].

#### 2.1.10.6. Üzemanyagadalékok

Az üzemanyagadalékok használatának célja a nagyobb kompressziós arány használatának lehetővé tétele az üzemanyagok oktánszámának növelésével, a korrózió csökkentésével, vagy síkosságnövelő hatásukkal. Mintegy ötszáz vegyület tartozik ebbe a csoportba, legismertebb és legtöbbet vizsgált képviselőjük a metil-terc-butil-éter (MTBE), amelyet ólommentes üzemanyagok adalékanyagaként alkalmaznak [79]. Az üzemanyagokhoz jelentős, mintegy 15 tf% arányban adagolt MTBE fő forrásai a petrolipar, az üzemanyag előállító, elosztó üzemek, a töltőállomások és természetesen a közlekedés. Vízoldhatósága közepes –  $K_{ow}$  értéke 1,24 – ennek ellenére viszonylag könnyen terjed a vízi környezetben. Az MTBE perzisztens vegyület, ellenáll a kémiai és mikrobiológiai bomlási folyamatoknak. A lakott területeken szinte mindenhol kimutatható felszíni és felszín alatti vizekből. Mivel illékony vegyület, ezért felszíni vizekből jellemzően gyorsabban tűnik el, mint a felszín alatti víztestekből.

Az MTBE emberi egészségre gyakorolt hatása meglehetősen ellentmondásos. Egyes kutatások toxikus hatást mutattak ki, más vizsgálatok pedig karcinogén hatást tulajdonítottak a vegyületnek. További vizsgálatok pedig sem megerősíteni, sem cáfolni nem tudták az MTBE humán karcinogén hatását [80].

#### 2.1.11. Toxinok

A toxinok növények, állatok, gombák, vagy baktériumok által termelt peptidek, amelyek más élőlényekre toxikus hatást fejthetnek ki [42]. A gombák közül számos faj termel toxinokat, a *gyilkos galóca* (*Amanita phalloides*) által termelt toxin, az  $\alpha$ -amanitin számos halálos kimenetelű mérgezés okozója. A toxintermelő baktériumok közül a legismertebb talán a *Clostridium tetanii* amely nyílt sebeken keresztül jut be az emberi szervezetbe és a szintén gyakran halálos kimenetelű tetanusz betegséget okoz. Vízi környezetben elsősorban a cianobaktériumok és az általuk termelt cianotoxinok okoznak problémát. Ezek a toxinok leginkább a felszíni vízbázisokon alapuló vízellátásban jelenthetnek kiemelt kockázatot, mivel a széleskörben alkalmazott ivóvízkezelő technológiák nem, vagy csak részben képesek azokat visszatartani. A kéalgáknak is nevezett cianobaktériumok a vízi ökoszisztéma fontos részei, fotoszintetizáló, termelő szervezetek. Túlzott tápanyagbevitel esetén az édesvizekben exponenciális szaporodásra képesek és algavirágzást okoznak [81]. Erre a jelenségre az utóbbi években többször volt példa a Balatonon a Keszthelyi-öbölben.

A cianobaktériumok túlzott elszaporodása és a megnövekedett toxintermelés a vízi ökoszisztémára és a humán egészségre egyaránt kockázatot jelent. A vízi életben okozott hatás elsősorban kagylók és halak tömeges pusztulásában jelentkezhet, de a toxinokkal terhelt víz fogyasztása az emlősök között is súlyos mérgezést, halált okozhat. Az emberi szervezetbe közvetlenül és közvetve egyaránt bekerülhet. A közvetlen bevitel jellemzően a toxinokkal szennyezett víz fogyasztásával történik, de számottevő lehet például a halakban akkumulálódott mennyiség is, amely élelmiszerként kerül elfogyasztásra. Az ember esetében közvetlen toxikus hatásként idegrendszeri károsodás, májkárosodás és sejtszintű károsodás léphet fel, de megemlítendő a bőrirritáció, amely a szennyezett vízben való fürdőzéskor léphet fel.

#### **2.1.12. Fémorganikus vegyületek**

A fém-szén kötést tartalmazó szerves vegyületeket soroljuk a fémorganikus vegyületek csoportjába. Az 1700-as évek közepére datálható az első előállításuk, de igazán jelentős mennyiségben a múlt század közepétől használják a vegyiparban, elsősorban katalizátorként, vagy reagensként. Környezeti előfordulásuk, szennyezőként való megjelenésük leginkább ipari tevékenységhez köthető. A szerves mikroszennyezőként előforduló legfontosabb fémorganikus vegyületek higanyt, arzént, kadmiumot, ónt vagy ólmot tartalmaznak [82].

A fémorganikus vegyületek okozta környezeti károkozásra, vagy egészségügyi problémára számos példát találunk a világ különböző részeiről. Szerves higanyvegyületek helyenként igen nagy mennyiségben fordulhatnak elő. Japánban metil-higannyal szennyezett tengervízből származó halak fogyasztása igen súlyos akut és krónikus mérgezést okozott a helyi lakosság körében. Ez volt a nagy port kavart Minamata-betegség, amely igen súlyos idegrendszeri tüneteket okozó, járványszerű megbetegedés volt. Kutatások rámutattak, hogy a higanyvegyületek kiülepedhetnek és a különböző vizek üledékeiben halmozódhatnak fel, ezek visszaoldódása a víztestbe a későbbiekben is megtörténik. Az antropogén kibocsátás elsősorban a bányászathoz, kohászathoz, növényvédőszer gyártáshoz és felhasználáshoz köthető. A higanyvegyületek transzmissziós folyamatait követve ma már tudjuk, hogy a kibocsátott higanyvegyület szerves, vagy szervetlen jellege tulajdonképpen másodlagos, mert ezek folyamatosan képesek egymásba alakulni különböző környezeti körülmények között. A szerves higanyvegyületek nagyon mérgezők, a



tápláléklánc különböző szintjein halmozódhatnak fel, ezért környezeti jelenlétüket megkülönböztetett figyelem kíséri.

A higanyhoz hasonlóan az arzén is könnyen alkot kötést a szénnel. Az arzén a természetben leginkább felszín alatti vizekben, üledékekben fordul elő, három és öt vegyértékű, szervesetlen arzenit és arzenát formájában. A szervesetlen formából metileződési reakciók során alakulhat át szerves formába, dimetil-, és trimetil-arzin keletkezik.

Az antropogén kibocsátás a szerves arzénvegyületek esetében is a bányászathoz, kohászathoz köthető, de jelentős lehet a növényvédőszeres, fakonzerválószeres felhasználásából származó környezetterhelés is. A szerves és szervesetlen arzénvegyületek egyaránt igen toxikusak, alacsony koncentrációban is károsítják az emésztőszervrendszert és az idegrendszert, bőrelváltozásokat okozhatnak és orvosilag igazolt igen erős karcinogén hatásuk van.

Hasonlóan toxikus és rákkeltő hatás köthető a szerves kadmiumvegyületekhez is, amelyek kibocsátója a fémkohászat, vagy a hulladékelhelyezés és feldolgozás lehet. Az ón és ólom szervesetlen formái sokkal kevesebb kockázatot jelentenek a környezetre és a humán egészségre, mint a szerves vegyületeik. Egyik legnagyobb felhasználó a festékipar, a környezetben és a természetes vizekben való megjelenésük is részben ehhez, azaz a festett felületekről történő kioldódáshoz köthető. A szerves ónvegyületek esetében megemlítendő még a műanyagipar, mint kibocsátó, az ólom esetében pedig a tüzelőanyagok és korábban a motorbenzin felhasználása. Ez utóbbi esetében az ólom-tetraetilt az 1920-as évektől kezdve, mint benzin-adalékanyagot alkalmazták. Használatával a benzinmotor kompressziója növelhető volt, működése pedig csendesebbé vált. Mivel hosszú évtizedekig tartó kutatások kimutatták humán egészségre gyakorolt toxikus hatását, az 1990-es évektől az olajipar más adalékokkal – például etil-alkohol – helyettesítette, majd az ezredforduló óta alkalmazása Európában teljesen megszűnt. [83].

#### **2.1.13. Mikro- és nanoműanyagok**

A mikro- és nanoműanyagok valójában nem tartoznak a szerves mikroszennyezők csoportjába, de mindenképpen a már említett új szennyezők (EPs) közé sorolandók és figyelembe véve a környezetre, illetve az emberi egészségre gyakorolt ártalmas hatásait fontosnak tartom részletes bemutatásukat. Mindenekelőtt tisztázandó, hogy

miért is nem sorolhatók a szerves mikroszennyezők közé. Mikroműanyagoknak nevezünk minden olyan műanyag részecskét, amely 5 mm-nél kisebb, a nanoműanyagok pedig az 1  $\mu\text{m}$ -nél kisebb (más definíció szerint az 1-100 nm mértettartományba eső) műanyagrészecskék csoportját alkotják. Fontos tehát, hogy itt nem különálló vegyületekről beszélünk, mint az előző csoportokban, hanem komplex, adott esetben többféle szintetikus molekulát tartalmazó szemcsékről, amelyek egyéb adalékanyagokat, szekunder szennyezőket is tartalmazhatnak. Épp ezért az analitikában ezeket nem  $\mu\text{l}$ , vagy  $\text{ng/l}$  mértékegységgel jelöljük, hanem  $\text{db/l}$ , vagy  $\text{db/m}^3$  értékkel adjuk meg a mennyiségüket [84]. Műanyagok, műanyagtermékek, amelyek már vagy gyártás során apró szemcsék formájában készülnek, vagy környezeti hatásokra történő bomlásából, aprózódásából keletkeznek. Tekintve, hogy az emberiség hatalmas mennyiségű műanyagot állít elő minden évben, amelyek jelentős részéből hulladék keletkezik, a mikroműanyagok okozta ökológiai probléma az elmúlt években egyre nagyobb figyelmet kapott. A második környezeti ENSZ konferencián az egyik legfontosabb tudományos problémának nevezték a mikroműanyagok környezeti jelenlétét, amelynek globális méretű kockázatot tulajdonítottak [85].

A műanyagok különösen perzisztens anyagok, féléletidejük akár több száz év is lehet, ezért feltételezhető, hogy az eddig gyártott összes műanyag részben, vagy egészben, esetleg szekunder szennyezőanyagok formájában még mindig jelen van a környezetben. Környezeti viselkedésük éppen sokféleségük miatt határozható meg nehezen. Transzmissziójukat befolyásolja a méretük, alakjuk, sűrűségük, fotolízissel szembeni ellenállóképességük. A legtöbb műanyag sűrűsége a  $0,85 - 1,41 \text{ g/cm}^3$  közötti tartományba esik, így a víznél nagyobb sűrűségű szemcsék kiülepednek és az üledékben akkumulálódnak, míg a víznél könnyebb szemcsék a vízfelszínen úszva akár nagy távolságot is megtehetnek.

A mikroműanyag kibocsátások mintegy kétharmada a gépjárművek gumibroncsából és a szintetikus textilekből származik, de jelentős forrás még a kozmetikai termékek csoportja a műanyag pelleték, csomagolóanyagok és egyes műanyag alapú festékek is [86]. A szennyvíztisztító technológiák bár elég nagy hatékonysággal képesek a mikroműanyagok visszatartására egy részük így is kijut a környezetbe. Továbbá szignifikáns hordozó lehet a városi csapadékvíz is. A mikroműanyagok környezeti jelenléte potenciális kockázatot jelenthet az ivóvízbázisainkra, de ez a kockázat

természetesen az ivóvízbázis jellegétől függ. A felszíni vizek többségében kisebb-nagyobb mértékben előfordulnak mikroműanyagok ezért a felszíni vízbázisok a leginkább terheltek, bár Magyarországon viszonylag alacsony a vizekben detektálható mikroműanyagok száma. A hazánkban széles körben alkalmazott felszín alatti és parti szűrésű vízbázisok esetében ez a szám még jóval alacsonyabb lehet.

Az ivóvízben esetlegesen előforduló mikroműanyagok jelentősebb forrásai inkább a polietilén (PE) és polivinil-klorid (PVC) vízvezetékek kopásából származó műanyagszemcsék lehetnek. Hozzá kell tenni, hogy a palackozott ásványvizek fogyasztásával nagyságrenddel több műanyag jut a szervezetünkbe, mint a csapvíz fogyasztása esetén [87].

Meglehetősen kevés tudományos adat áll rendelkezésünkre a mikroműanyagok egészségügyi hatásáról, kockázatáról. Közvetlen toxikus hatásuk, biológiai akkumulációk valószínűleg nem jelentős, de lényeges lehet a belőlük kioldódó egyéb anyagok, adalékanyagok hatása (*lásd 2.1.10. fejezet*). Ezt a kioldódást az emberi gyomor savas környezete fokozhatja. A mikroműanyagok másik potenciális veszélyforrása, hogy felületükön különböző toxikus anyagok adszorpciójára képesek. Ezek a táplálékkal, vagy ivóvízzel bevitt mikroműanyagokon keresztül az élő szervezetbe juthatnak. Ezt a hatást mindeddig halak esetében sikerült kimutatni, ahol egyértelmű összefüggés volt tapasztalható a halak májában károsodást okozó egyes toxikus anyagok és a mikroműanyagok bevitel között [88].

## **2.2. Részkövetkeztetések**

A szerves mikroszennyezők csoportja igen nagyszámú és változatos tulajdonságokkal bíró vegyületet foglal magába. A fejezetben részletesen bemutattam a szerves mikroszennyezők csoportjait, valamint azok vélelmezhető környezeti és humán egészségügyi hatását. Az emberi életvitelnek, a technológiai fejlődésnek és a növekvő fogyasztásnak köszönhetően e vegyületek évről-évre nagyobb mennyiségben kerülnek ki a környezetbe. Egyes vegyületekről időközben kiderült, hogy jelentős kockázatot jelentenek az ökoszisztémára, vagy az emberi egészségre. Ezek „zászlóshajója” a diklór-dietil-triklóretán, azaz a DDT, amelyből a múlt század közepén még több ezer tonnát állítottak elő évente. A DDT-nek korábban óriási szerepe volt a növényvédelemben és az állategészségügyben. Miután megállapítást nyert, hogy rendkívül perzisztens és különösen erős karcinogén hatása van, a világ országai sorban

tiltották be gyártását és alkalmazását. A DDT-hez hasonlóan a leginkább ártalmas vegyületeket az elmúlt évtizedekben igyekeztek helyettesítő termékekkel kiváltani, de ez sok esetben – például a biszfenol-A (BPA) esetében – nem hozott megnyugtató eredményt, mivel a helyettesítő termékek sem kevésbé ártalmasak.

Az elmúlt évtizedek tapasztalataiból megállapítható, hogy a fogyasztói társadalom igényeit követve az ipar évről-évre nagyobb mennyiségben állítja elő e vegyületeket. Bár történtek előremutató változások néhány kockázatosnak minősített anyag betiltásával és kiváltásával, azok környezeti jelenléte sok esetben szignifikánsnak mondható.

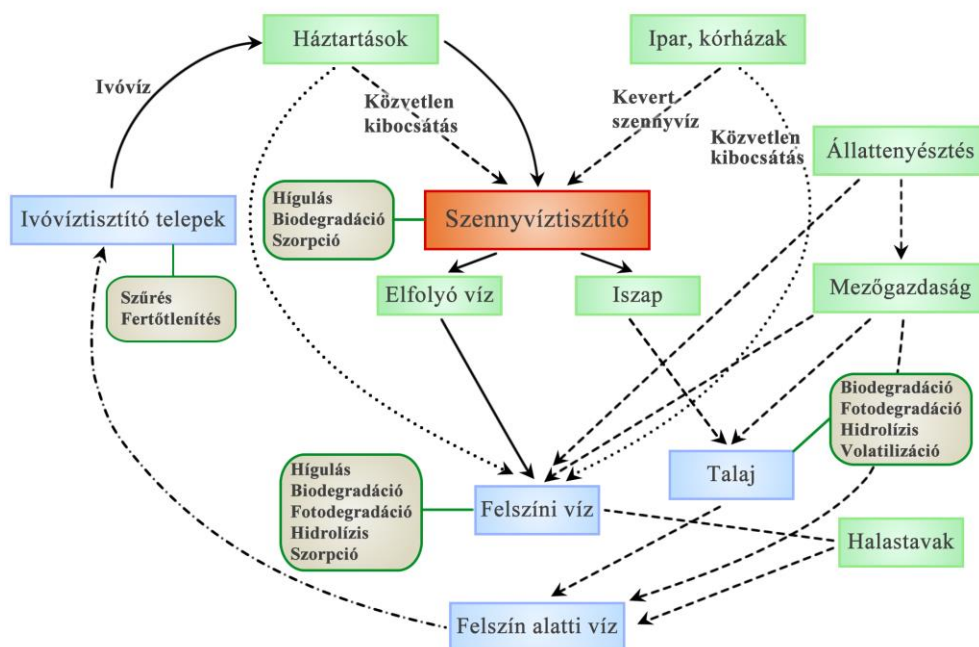
Fentiek alapján kijelenthető, hogy az antropogén eredetű szerves mikroszennyezők a Föld bármely pontján megtalálhatók, bár a mérhető koncentrációjuk igen eltérő lehet. A csoportba tartozó vegyületek igen sokfélék lehetnek, ez mind a detektálásukban, mérésükben, mind pedig az esetlegesen szükséges kármentesítésben nehézséget okoz. Fontosnak tartom, hogy rámutassak arra a problémára is, hogy részben sokféleségük, részben pedig a jogalkotás rendszerének lassúsága miatt e szennyező anyagok jelentős része nem esik szabályozás alá. Sem Magyarországon, sem Európában nem képezik részét a rutin monitoring programoknak, nincsenek rájuk sem környezetminőségi, sem pedig ivóvízbiztonsági határértékek. Következésképpen megállapítható, hogy e vegyületek sokszor megfelelő kontroll nélkül kerülnek ki a környezetbe. Másrészt pedig az átfogó monitoring programok hiánya miatt nincs elegendő információnk a szerves mikroszennyezők környezeti sorsára vonatkozóan. Nem tudunk pontos képet alkotni arról, hogy a különböző körülmények mennyire segítik, vagy épp gátolják e vegyületek lebomlását. Nem ismerjük azt sem, hogy a szekunder szennyezőanyagok hatása, illetve a szinergia milyen ökológiai, vagy éppen humán egészségügyi kockázatokat rejt.

Az utóbbi évtizedekben e szennyezőanyagok felé egyre nagyobb figyelem fordult és ez nem csak nemzetközi, hanem hazai szinten is tapasztalható volt. Jelentős mennyiségű kutatási eredmény gyűlt össze, melyeket felhasználva kiemelt cél kell legyen, hogy e szennyező-anyagok a jövőben jogi szabályozás alá kerüljenek. Habár a hazai vizek és vízbázisok kapcsán csak az utóbbi évek kutatásaiból születtek használható adatsorok, általuk aránylag jó képet kaphatunk a szerves mikroszennyezők hazai környezeti jelenlétéről.

### 3. SZERVES MIKROSZENNYEZŐK ELŐFORDULÁSA IVÓVÍZBÁZISOKBAN

Az előző fejezetben az egyes szerves mikroszennyező csoportok bemutatásánál törekedtem arra, hogy példákat hozzak azok jellemző környezeti előfordulásáról, ezért ebben a fejezetben kifejezetten a hazai ivóvízbázisok állapotának bemutatására fókuszálok.

Szerves mikroszennyezők környezetbe kerülve elérhetik és veszélyeztethetik az ivóvízbázisokat. Ez a probléma azért is jelentős, mert a széles körben elterjedt ivóvíztisztító technológiák nem célzottan a vegyületek eltávolítására lettek optimalizálva, ezért ezeket nem távolítják el megfelelő mértékben. Ebből adódóan a szerves mikroszennyezők az ivóvízhálózatba kerülve eljuthatnak a fogyasztókig. Az ivóvízbázisokat veszélyeztető szennyezőanyag emissziók gyakorlatilag megegyeznek a környezetet általában terhelő forrásokkal. A környezetbe kikerült szennyezőanyagok transzmisszió révén eljuthatnak a vízbázisokba is. bár az egyes vízbázis típusok veszélyeztetettsége között különbség van. A szerves mikroszennyezők jelentősebb emissziós forrásait és jellemző útjait a 16. ábrán foglaltam össze.



16. ábra: A szerves mikroszennyezők forrásai és transzmissziós folyamatai (a szerző munkája Knisz et. al. alapján [2])

A jelentősebb emissziók között az ipari és háztartási szennyvízkibocsátást, a mezőgazdaságot és az állattartást, a nem szakszerű hulladékelhelyezést, valamint a

közlekedés különféle formáit említhetjük meg. E szennyezőanyagok transzportját az emissziós ponttól az ivóvízbázisok irányába részben környezeti körülmények határozzák meg, ezek meteorológiai, hidrológiai, földrajzi és geológiai tényezők lehetnek. Másrésről viszont jelentős faktor a víztermelésből adódó, mesterségesen indukált vízáramlás, amely a kitermelt víz utánpótlódásának hatására alakul ki. E körülmények a különböző vízbázis-típusok esetében lényeges eltérést mutatnak, ezért az egyes vízbázisok veszélyeztetettségét mindenképpen célszerű különállóan vizsgálni.

### **3.1. Szerves mikroszennyezők előfordulása felszíni vizekben**

Az 1.2.2.3. fejezetben részletesen jellemeztem a parti szűrészű vízbázisok és a felszíni vizek dinamikus kapcsolatát. A parti szűrészű vízbázisokat veszélyeztető szennyezőanyagok először jellemzően a kapcsolódó felszíni víztestekben jelennek meg. A szerves mikroszennyezők környezeti jelenlétével kapcsolatosan a szakirodalomban elérhető adatsorok főleg felszíni vizek vizsgálatából, vagy a felszíni víztest üledékéből származnak. Szerves mikroszennyezőket több kontinens számos felszíni vizében kutatták, tavak, folyók és tengerek vizének minőségéről van tapasztalatunk. A kutatások eredményei azt mutatják, hogy – kevés kivételtől eltekintve – mára szinte nincs olyan pontja a Földnek, ahol ezek a szennyezőanyagok ne lennének jelen. Egy kijelölt felszíni vízbázis jellegéből adódóan nem különíthető el a víztest egészétől, illetve annak teljes vízgyűjtőjétől. A természetes vízmozgások, áramlások folyamatos keveredést okoznak, ezért egy emissziós pontról származó szennyezés a víztest távoli pontjára is akadály nélkül eljuthat. A transzmisszió folyamatában a szennyezőanyag koncentrációja hígulás, illetve természetes bomlási folyamatok révén csökkenhet. Felszíni vízbázisok esetében egyes esetekben szabályozható, hogy milyen mélységből történik a víztermelés, így a szennyezőanyagok vertikális eloszlásából, rétegződéséből adódóan a nyersvíz szennyeződése részben kivédhető. Ez általában csak a vízben nem oldódó, könnyű fajsúlyú vegyületek – például olajok és származékaik –, illetve a víznél nehezebb, kiüledésre hajlamos szennyezőanyagok esetében lehet mérvadó. A vízben oldódó szennyezőanyagok azonban akadály nélkül kerülnek be a nyersvíz hálózatba.

A szerves mikroszennyezők más szennyezőanyagokhoz hasonlóan késleltetés nélkül jelenhetnek meg a felszíni vizekben, amennyiben a szennyezés emissziója közvetlenül

érintkezik a felszíni víztesttel. Tekintve, hogy a kezelt és kezeletlen szennyvizek befogadói általában a felszíni vizek, a szerves mikroszennyezők közvetlen megjelenésével lehet számolni ezekben. Hazai és külföldi kutatások eredményei is alátámasztják mindezt; e szennyezőanyagok szinte minden felszíni vízbázisból kimutathatók, koncentrációjuk pedig széles tartományban mérhető. A szennyezés a transzmisszió során igen jelentős távolságot megtéve eljuthat ember által nem lakott, az emberi tevékenység által közvetlenül nem terhelt területekre is.

Szerves mikroszennyezők vonatkozásában a hazai felszíni vizek közül elsősorban a Balatonról és a Duna budapesti szakaszáról rendelkezünk adattal, ahol a vízmintákban több esetben sikerült e szennyezőanyagok jelenlétét kimutatni. Egy 2019-ben zárult kutatás a Balatonban és annak vízgyűjtőjén vizsgálta gyógyszermaradványok jelenlétét. Maász és munkatársai kutatásukban 10 mintavételi pontot jelöltek ki, ahonnan 2017 nyara és 2018 tavasza között gyűjtöttek adatokat [89]. A 134 vizsgált vegyületből 69 legalább egy alkalommal észlelhető és mennyiségileg meghatározható volt. A gyógyszermaradványok közül elsősorban antidepresszánsokat, nem szteroid fájdalomcsillapítókat, valamint szív- és érrendszeri gyógyszereket sikerült kimutatni. E szennyezőanyagok állandó forrásaként a szennyvízkibocsátást határozták meg, ahol az elégtelen szennyvízkezelést követően ezek a szennyezőanyagok megjelentek a tó vizében. Emellett egyértelműen kimutatható volt a turizmus szezonális hatása is, amely a rekreációs szerek (koffein) és a narkotikumok (amfetaminszármazékok) koncentrációjának emelkedésében volt észlelhető a nyári hónapokban.

A Duna hazai szakaszán kommunális vízellátási célú felszíni vízkivétel jelenleg csak Mohácsnál, időszakosan üzemel, azaz a Duna tulajdonképpen nem tekinthető felszíni ivóvízbázisnak. A folyóval közvetlen kapcsolatban álló parti szűrésű vízbázisok azonban számos helyen üzemelnek, így a Duna vízminősége mindenképpen meghatározó tényező. Az elmúlt évtizedből származó kutatási eredmények a PPCPs vegyületcsoportból, azaz a gyógyszerek és testápolási termékek vegyületei közül az ofloxacin, ciprofloxacin, azithromycin, claritromycin jelenlétét mutatták ki, jellemzően 3-40 ng/l koncentrációban [90]. Egy 2017-ben zajlott átfogó kutatás vizsgált egy Szentendrei-szigeten és egy Csepel-szigeten üzemelő parti szűrésű vízbázist és a velük közvetlen kapcsolatban álló Duna-szakaszt kifejezetten szerves mikroszennyezőkre fókuszálva. A vizsgált 36 vegyületből 30 jelenlétét lehetett

kimutatni mindkét dunai mintavételi ponton, 12 vegyület pedig a parti szűrésű kutak nyersvízében is megjelent [15]. A kutatás eredményeit a VI. táblázat foglalja össze.

**VI. táblázat: Szerves mikroszennyezők előfordulása a Duna budapesti szakaszán 2017-ben. (Nagy-Kovács et. al., 2019 alapján [15])**

| Ipari eredetű                                                                                      | Peszticidek            | Élelmiszer adalékok | PPCP            |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|---------------------|-----------------|
| benzotriazol                                                                                       | dimetaklór-ESA         | aceszulfám          | bezafibrát      |
| biszfénol-A                                                                                        | dimetaklór-OA          |                     | karbamazepin    |
| tolyltriazol                                                                                       | dimetoát               |                     | cefepim         |
|                                                                                                    | diuron                 |                     | cefotaxim       |
|                                                                                                    | imidakloprid           |                     | cefuroxim       |
|                                                                                                    | irgarol                |                     | klarithromicin  |
|                                                                                                    | izoproturon            |                     | klindamicin     |
|                                                                                                    | metazaklór-ESA         |                     | diklofenák      |
|                                                                                                    | metazaklór-OA          |                     | eritromicin     |
|                                                                                                    | metolaklór-ESA         |                     | fluoxetin       |
|                                                                                                    | metolaklór-OA          |                     | gabapentin      |
|                                                                                                    | nikoszulfuron          |                     | ibuprofén       |
|                                                                                                    | terbutilazin-2-hidroxy |                     | jomeprol        |
|                                                                                                    | terbutrin              |                     | metoprolol      |
|                                                                                                    |                        |                     | naproxen        |
|                                                                                                    |                        |                     | paracetamol     |
|                                                                                                    |                        |                     | roxithromicin   |
|                                                                                                    |                        |                     | szulfametoxazol |
| <b>Vizsgált, nem kimutatható:</b> cefotaxim, cefuroxim, dimetoát, diuron, fluoxetin, roxithromicin |                        |                     |                 |

A kutatás eredményei alapján kijelenthető, hogy a Dunában többféle szerves mikroszennyező is detektálható átlagosan 10-100 ng/l koncentrációban.

Egy másik, az előzővel gyakorlatilag egyidőben folyó kutatás a lengyelországi Warta-folyó vizében vizsgált szerves mikroszennyezőket Poznań város vízbázisa mellett. A Warta a Dunával összehasonlítva lényegesen kisebb vízhozamú folyó. Az üzemelő parti szűrésű vízbázisok pedig a viszonylag nagy, 570.800 fő lélekszámú Poznań ivóvízellátását biztosítják [91]. A kutatás a Warta folyóban is talált szerves mikroszennyezőket különböző koncentrációban., az eredményeket a VII. táblázat foglalja össze.



**VII. táblázat: Szerves mikroszennyezők a Warta-folyó poznańi szakaszán 2017-ben (Dragon et. al., 2019 alapján [91])**

| Szerves mikroszennyező | Warta, Poznań |
|------------------------|---------------|
| benzotriazol           | 120,0 ng/l    |
| karbamazepin           | 40,0 ng/l     |
| koffein                | 60,0 ng/l     |
| szulfametoxazol        | 15,0 ng/l     |
| tolytriazol            | 30,0 ng/l     |
| klorotiazid            | <LOQ          |
| ibuprofén              | 20,0 ng/l     |
| szukralóz              | 40,0 ng/l     |
| Összesen               | 450,0 ng/l    |

Kétségtelen, hogy a hazai felszíni víztermelés aránya meglehetősen kicsi, mindazonáltal ivóvízbiztonság szempontjából fokozottan védendő elemnek tekintendők, hiszen a parti szűrésű vízbázisokkal közvetlen kapcsolatban állnak. Viszonylag kevés kutatási eredménnyel rendelkezünk a parti szűrés szerves mikroszennyezők visszatartására, lebontására vonatkozó hatékonyságáról – ezekről részletesebben a 3.1.3. fejezetben írok – de az eddigi tapasztalatok alapján valószínűsíthető, hogy ezek egy része kockázatot jelenthet a termelőktől a vízminőségére. Ebből adódóan a kapcsolódó felszíni víztestek védelme elsődleges feladat kell legyen.

### **3.2. Szerves mikroszennyezők előfordulása felszín alatti ivóvízbázisokban**

A felszín alatti vízbázisok közös jellemzője, hogy a felszíni környezettel nincsenek közvetlen kapcsolatban, közvetett hatás révén azonban a felszín felől szennyeződhetnek. A jellemző hidrogeológiai környezet ebben meghatározó, ezért az egyes felszín alatti vízbázis-típusokat célszerű külön tárgyalni.

#### **3.2.1. Szerves mikroszennyezők előfordulása talajvízbázisokban**

A talajvíz a felszínhez legközelebb elhelyezkedő felszín alatti víztest, mely egyik lényeges jellemzője, hogy felette nem található természetes vízzáró réteg, így a felszín irányából a csapadékvíz beszivárgásával a szennyezőanyagok korlátlanul bemosódhatnak. Jellemző pontszerű szennyezőforrásai a rosszul kialakított, vagy illegális hulladéklerakók, ipari létesítmények, állattartó telepek. Diffúz

szennyezőforrásoknak a mezőgazdasági területek és a különböző közlekedési útvonalak tekinthetők.

A talajvíz szerves mikroszennyezők általi szennyezésére számos példát találunk Magyarországon. A művelt mezőgazdasági területek peszticidekkel, műtrágyákkal és azok adalékanyagaival történő szennyezése általánosnak mondható, az ipar által okozott jelentősebb pontszerű szennyezőforrások leginkább korábbi évtizedekben szabálytalanul elhelyezett veszélyes hulladékok és gyártási melléktermékek lehetnek. A Tiszapalkonyai Hőerőmű felszín alatti tüzelőolaj-tárolójának környezetében a talajvíz jelentős mennyiségű policiklusos aromás szénhidrogénekkal (PAH) szennyezett, többek között naftalin, pentaklórfenol és metil-terc-butil-éter (MTBE) fordul elő. A szennyezés az elvégzett vizsgálatok alapján 25-30 éve keletkezhetett. Az ezredforduló után több kísérlet történt a szennyeződött terület és talajréteg kármentesítésre, de 2011-ben a PAH-vegyületek koncentrációja a vonatkozó határérték még csaknem kilencszerese volt [92].

A Budapesti Vegyiművek illatos úti telephelye mintegy 10 hektáron terül el. Itt jelentős mennyiségű, mintegy 1300 tonna veszélyes hulladék szabálytalan tárolása következtében alakult ki jelentős talajvízszennyezés. A Vegyiművek valamivel több, mint 100 éves működése alatt különböző vegyszereket gyártott, többek között sósavat, nátrium-hypokloritot, műtrágyákat és növényvédőszereket. A céget az ezredfordulót követően felszámolták, a kármentesítés azonban a mai napig nem fejeződött be. A szabálytalanul tárolt hulladékot ugyan idővel elszállították, de a terület talajvizében a határértéket több nagyságrenddel meghaladó mennyiségben mérhetők szennyezőanyagok. Szerves mikroszennyezők tekintetében a klórozott rovarirtószerek, mint a diklór-difenil-triklóretán (DDT), vagy a hexaklórociklohexán (HCH), a benzolszármazékok, mint a klórbenzol, valamint a fluorozott amino-benzotrifluorid fordulnak elő jelentősebb koncentrációban. A szennyezés a talajvízben és a talajfelszínről a levegőbe kerülve egyaránt kockázatot jelenthet a valamikori üzem közelében élő lakosságra nézve [93].

Talajvíz esetében az jelenti a legnagyobb veszélyt, hogy egy pontszerű forrásból származó szennyezés a talajvíz áramlásának következtében nagy területen terjedhet szét, ezáltal jelentősen megnehezítve az esetleges kármentesítési próbálkozásokat. Általánosságban elmondható, hogy ma hazánkban a legtöbb ipari eredetű talajvízszennyezés a múlt század közepének, második felének felelőtlen

hulladékkezeléséből származik. Az azóta eltelt évtizedek alatt pedig a szennyezett területek méretének növekedése volt tapasztalható, ahogy a szennyezőanyag csóvák a talajvízzel terjedtek. A gyakorlati kármentesítés legtöbbször a szennyezőforrás megszüntetésére irányul, a kiterjedt szennyezett terület mentesítése a legtöbb esetben nem, vagy csak elégtelen mértékben valósítható meg. A hazai talajvízbázisok általában kisebb-nagyobb mértékben szennyezettnek mondhatók, ivóvíz előállítására éppen ezért nem használják ezeket.

### **3.2.2. Szerves mikroszennyezők előfordulása rétegvízbázisokban**

A rétegvízbázisok legfontosabb jellemzője, hogy a vízáadó réteg felett vízzáróréteg helyezkedik el, amely természetes védelmet biztosít és megakadályozza a felszín felől szivárgó csapadékvíz közvetlen bejutását a vízbázisba. Ebből adódóan vízszerezésre lényegesen nagyobb arányban használjuk, mint a talajvízkészletet. A rétegvíz a természetes védelem ellenére nem tekinthető tökéletesen védettnek, hosszabb időtávon, valamint helytelen használat mellett szennyeződhet a felszín irányából. A szennyeződés kockázatának mértékét befolyásolja a rétegvíz nyomása is. Általánosságban elmondható, hogy a nyomás alatti rétegvíz esetében a szennyezés kockázata kisebb, mert a víz pozitív nyomása megakadályozza a szennyezett vizek beszivárgását. A szennyezés az esetek többségében a természetes, vagy mesterségesen keltett vízmozgásokból adódik. Rétegvíz szerves mikroszennyezők általi szennyeződésére több példát is találunk Magyarországon, Szekszárd régi vízbázisának diklór-etilén szennyezése csak egy példa.

Szekszárd város vízellátására 2015-ben egy új, parti szűrésű vízbázist jelöltek ki, a régi vízbázis kitermelését pedig megszüntették. Az eset előzményeként 1993-ban észlelték az elsősorban diklór-etilénből álló, klórozott alifás szénhidrogén-szennyeződést (CAH), aminek forrásaként a város keleti határán található ipartelepet azonosították. A problémát kezdetben a termelés Sió-csatorna menti kutakra való átcsoportosításával, valamint a szennyezett víz szivattyúzásával, tervezett mozgatásával igyekeztek orvosolni. Hamarosan kiderült, hogy a szénhidrogén-szennyezés a Sió-parti telepet a védekezési munkák ellenére is elérte [94].

Az ivóvízbázis területén jelentősebb mennyiségben alifás halogénezett szénhidrogén szennyezőket – triklór-etilént, diklór-etilént, vinil-kloridot – mutattak ki. Az évek folyamán a triklór-etilén és a vinil-klorid koncentrációja jelentősen csökkent, azonban

a diklór-etilén koncentrációjában a kezdeti csökkenést követően ismét növekedés volt tapasztalható. Feltételezhető, hogy a felszín alatti környezetben a triklór-etilén diklór-etilénné alakul át, ez magyarázatot adhat arra, hogy az egyik szennyező koncentrációja csökken ugyanakkor a másik növekedik. A kármentesítési tevékenységek sem rövid-, sem pedig hosszútávon nem hoztak kézzelfogható eredményt, ezért a város vezetősége az üzemeltető javaslatára a régi vízbázis felhagyása mellett döntött. Az új, parti szűrősű vízbázist közvetlenül a Duna partján alakították ki. Az azóta eltelt idő és az elégtelen kármentesítési kísérletek alapján kijelenthető, hogy a város ivóvízellátásának biztosítására ez volt a célravezető megoldás. A korábbi rétegvízbázis szennyezését mindeztáig nem sikerült megszüntetni. A kármentesítés jelentős anyagi ráfordítás mellett jelenleg is tart és a tervek szerint 2023-ra fejeződik be.

### **3.2.3. Szerves mikroszennyezők előfordulása karsztvízbázisokban**

A karsztos rétegekben elhelyezkedő vízbázisok általában a mészkő, esetleg dolomit kisebb nagyobb repedéseiben, üregeiben találhatók meg. A karsztvízbázisok a felszínnel legtöbbször valamilyen kapcsolatban állnak, víznyelőkkel, a porózus vízvezető kőzetek kisebb-nagyobb repedésein keresztül érkezik víz a felszín felől. Ezen túlmenően más típusú vízbázisokhoz hasonlóan a víztermelés következtében kialakuló áramlás okozhat vízforgalmat különböző rétegek, víztartók között. Mikroszennyezők tekintetében a karsztvízbázis szennyezésére is találunk hazai példát. A szennyezéseket – hasonlóan a talajvízbázisokhoz – gyakran az elhibázott ipari hulladékkezelés okozza. Veszprém és környéke karsztosodott területen fekszik, az ivóvízellátás itt részben karsztvízbázisokon alapul. A 2009-ben megszűnt, de előtte több mint fél évszázadon keresztül üzemelő Bakony Művek Rt. telephelyén kiterjedt talaj-, talajvíz- és karsztvízszennyezés mutatható ki. A határértéket jelentősen meghaladó kadmium-, bárium-, króm- és nikkelszennyezés mellett, policiklikus aromás szénhidrogének (PAH-vegyületek) jelenléte mérhető a felszín alatti vízrétegekben. A szerves mikroszennyezők csoportjából diklór-etilén, kloroform, triklór-etilén, valamint tetraklór-etilén mutatható ki a karsztvízben. Az aromás szénhidrogének közül a rákkeltő hatású benzol mennyisége mintegy 2000-szerese a határértéknek. A feltárás szerint a szennyezés nagyjából 130 hektár kiterjedésű. 2001 és 2005 között a szennyező technológiát megszüntették, a szennyezett talaj egy részét

pedig kitermelték és elszállították. Ez a lépés azonban a karsztvíz szennyezettségének mértékét érdemben nem javította [95].

Az eddigi kutatási eredmények azt tükrözik, hogy a felszíni vízbázisok szennyezése esetében a szerves mikroszennyezők koncentrációjának csökkenésével lehet számolni. Ez természetes folyamatoknak köszönhető. A napfény jelenlétében fotokémiai átalakulás zajlik le, amely a természetes vizek felső rétegét érinti, de a felszíni víztestekre jellemző turbulens vízmozgás, átkeveredés is elősegíti a szennyezőanyagok koncentrációjának csökkenését. A biodegradáció hasonlóan csökkentő tényező, amely oxikus körülmények között zajlik le hatékonyan. E körülmények – fény és oxigén jelenléte – a felszín alatti víztestek esetében nem állnak fenn, jellemző az állandó hőmérsékletű, anoxikus környezet. Ebből adódóan a felszín alatti vízbázisok szennyezettsége tartósan fennállhat. A parti szűrésű vízbázisok hatékonyak mondhatók a felszíni víz felől érkező szerves szennyezőanyagok lebontásában, de a háttérvíz szennyezettsége rövid- és hosszútávon is kockázatot jelenthet.

### **3.3. Szerves mikroszennyezők előfordulása és viselkedése parti szűrésű vízbázisokban**

Korábbi fejezetekben bemutattam, hogy a parti szűrésű vízbázisok elhelyezkedésük és működési folyamataik szempontjából különlegesnek tekinthetők, hiszen a termelt vízre a felszíni és felszín alatti vizek tulajdonságai egyaránt jellemzők. A vízbázist veszélyeztető szennyezőforrások jellege pedig igen széleskörű lehet. Egyfelől a háttér felől érkező felszín alatti víz a korábbi fejezetekben tárgyalt diffúz és pontszerű szennyezőforrásokból származó szennyezőanyagokat hozhatja magával, másrészt a kapcsolódó felszíni víztest mentén akár több száz kilométer távolságra lévő szennyezőforrás is kockázatot jelenthet.

Szerves mikroszennyezők előfordulása parti szűrésű vízbázisainkban számottevő kockázatot jelent az ivóvízellátásra, hiszen ezek a szennyezőanyagok alacsony koncentrációban is jelentős minőségromlást okozhatnak. Jellemzően nehezen kezelhető, perzisztens vegyületekről van szó, amelyek a klasszikus ivóvíztisztító technológiai lépcsőkkel – mint az oxidáció, mechanikai szűrés, fertőtlenítés – nem távolíthatók el megfelelő mértékben. Koncentrációjuk eredményes csökkentése általában membránszűréssel – ultraszűréssel, nanoszűréssel, vagy fordított ozmózissal

– történhet, amelynek beruházási és karbantartási költsége viszonylag magas, üzemeltetése pedig precíz előkezelést igényel [96]. Ezt a technológiai lépcsőt alapesetben nem alkalmazzák parti szűrt nyersvíz kezelésére, erre Magyarországon nem is találni példát. A vízkezelés terén általános érvényű megállapítás, hogy minél kevesebb lépcsőben és minél kevesebb technológiai egység üzemeltetésével célszerű elérni a kívánt vízminőséget. Éppen ezért a vízkezelés nulladik lépcsőjének tekinthető parti szűrés hatékonyságának vizsgálata a klasszikus szennyezőanyagok mellett a szerves mikroszennyezők eltávolítására nézve is indokolt. Mindmáig számos kutatás támasztotta alá, hogy a parti szűrés igen hatékony a szerves szennyezők csökkentésében, valamint a patogén mikrobiológiai szervezetek számának redukciónak. A hatékonyságot a kiindulási vízminőségi paraméterek mellett a szivárgási idő, a szivárgási úthossz, valamint a szivárgási zóna oxigéntelítettsége határozza meg [8]. Ebből kiindulva feltételezhető, hogy a szerves mikroszennyezők eltávolításában is ugyanezek a paraméterek irányadók. Az elmúlt évtizedben zajlott kutatások pedig alátámasztják ezt a feltételezést. A parti szűrésű vízbázisok hatékonyságának megállapításához elengedhetetlen a felszíni eredetű és a felszín alatti víz arányának meghatározása a kutak által termelt nyersvízben. A következő fejezetben egy olyan módszert mutatok be, amelyet kutatásom során magam is sikerrel alkalmaztam.

### **3.3.1. Parti szűrt víz arány meghatározása a termelőkutak vizében**

Mint az már korábban részleteztem, parti szűrésű kutak vize a felszíni víztestből származó szűrt víz és a felszín alatti talajvíz keveréke. A két vízforma aránya fontos tényező, hiszen ez meghatározza a vízminőséget, amelyet a vízkezelő technológia tervezésekor figyelembe kell venni. Annak ellenére, hogy a felszíni víztest vízállásának, a vízbázis korának, kihasználtságának, valamint a kutak állapotának függvényében ez az arány változhat, a szűrtvíz-arány meghatározása egyáltalán nem rutinfeladat, sőt tapasztalataim alapján meglehetősen ritkán végzett vizsgálat. A felszín alatti vizek eredete és áramlása matematikai modellek segítségével is becsülhető, de emellett rendelkezésünkre áll olyan módszer, amely természetes nyomjelző izotópok jelenlétére épít. A  $^2\text{H}$  és a  $^1\text{H}$ , valamint a  $^{18}\text{O}$  és  $^{16}\text{O}$  – nehéz és könnyű – stabil izotópok arányának meghatározása információt nyújthat a felszín alatti – így a parti szűrésű – vizek eredetéről [97]. A stabil izotópok jellemzője, hogy soha nem bomlanak el és

eltérő neutronszámukból adódó tömegkülönbségüknek köszönhetően különböző környezeti körülmények között eltérően viselkednek. A hidrogén és oxigén stabil izotópok környezeti előfordulásának arányait az VIII. táblázat foglalja össze.

**VIII. táblázat A hidrogén és oxigén stabil izotópok előfordulásának aránya a környezetben [98].**

| Elem     | Izotóp           | Gyakoriság (%) |
|----------|------------------|----------------|
| Hidrogén | $^1\text{H}$     | 99,98          |
|          | $^2\text{H}$ (D) | 0,0156         |
| Oxigén   | $^{16}\text{O}$  | 99,762         |
|          | $^{17}\text{O}$  | 0,038          |
|          | $^{18}\text{O}$  | 0,2            |

A stabil izotópok eltérő viselkedésének köszönhetően más izotóparány mérhető a levegőben, a frissen lehullott csapadékban, az édesvízben, a tengervízben, vagy a permafroszt jegében. Az izotóparány vizsgálatának módszerével meghatározható tehát a felszín alatti víz összetétele, eredete és kora is.

Kutatásom során többek között Baja város parti szűrésű vízbázisával foglalkoztam, ezért a parti szűrt víz arány meghatározását is itt végeztem el. Ezt azért is tartottam fontosnak, mert a bajai parti szűrésű vízbázis kútjai által termelt víz eredetét korábban nem tárt fel kutatómunka. Mivel a vízbázison jelenleg működő 8 db kút kapacitása között jelentős eltérés mutatkozik, feltételezhető, hogy az egyes kutak szűrtvíz-aránya is eltérő. Hasonlóképpen változhat a vízarány a Duna vízállásának függvényében. Magasabb vízállás esetén a partfalra nehezedő vízoszlop nyomása nagyobb lesz, így a beszivárgó víz mennyisége is emelkedni fog. A folyó tartósan alacsony vízállása esetén viszont a lecsökkent partoldali nyomásnak köszönhetően megemelkedik a háttérvíz aránya a kutakban. Az összes kút vizsgálata több, eltérő Duna vízállás mellett időigényes, logisztikai és pénzügyi szempontból számomra nehezen kivitelezhető lett volna, ezért a vizsgálathoz két eltérő vízhozamú kutat vizsgáltam a Duna közepes vízállása mellett. A bajai vízbázis 9.sz. kútja kisebb vízhozamú, míg a 9.A kút nagyobb vízhozamú kút. Referencia mintavételi pontnak a Duna egy jól meghatározható pontját választottam közvetlenül a vízbázis mellett, valamint egy, a vízbázis közelében található magánkézben lévő talajvízkutat. A kutak és a felszíni mintavételi pont alapvető adatait a IX. táblázat tartalmazza.



**IX. táblázat A kutatásba bevont termelőkutak, talajvízkút és a felszíni víz mintavételi pont alapvető adatai.**

|                      | 9.sz. vízmű kút | 9/A vízmű kút | Talajvízkút | Felszíni víz - Duna     |                        |
|----------------------|-----------------|---------------|-------------|-------------------------|------------------------|
| <b>Építés éve</b>    | 2003            | 2003          | nem ismert  | <b>Mintavételi pont</b> | 1481,2 fkm             |
| <b>Talpmélység</b>   | -38,7 m         | -55 m         | -35 m       | <b>Vízállás</b>         | 467 cm                 |
| <b>Vízhozam</b>      | 1700 l/perc     | 3700 l/perc   | nem ismert  | <b>Vízhozam</b>         | 2800 m <sup>3</sup> /s |
| <b>Nyugalmi vsz.</b> | -9,75 m         | -9,70 m       | nem ismert  |                         |                        |

A két termelőkút vízhozamában tehát valamivel több, mint kétszeres különbség mutatkozott. A felszíni víz mintavételi pontjaként a Duna 1481,2 fkm-en található hajózási bóját jelöltem meg, a mintavétel a bójához rögzített csónakból történt. A talajvízkútról a talpmélységen kívül nem állt más adat rendelkezésemre, de kialakításából, illetve a folyótól való távolságából adódóan egyértelműen talajvízkútnak minősül, abban a folyóból származó víz aránya elhanyagolható.

A mintavétel a Duna közepesen magas, áradó vízállásánál történt. A stabil izotópos vizsgálat nem támaszt speciális követelményeket a mintavétellel és a minták tárolásával kapcsolatosan. A minták 100 ml-es térfogatú, zárható, barna színű boroszilikát üvegedénybe kerültek és a vizsgálat elvégzéséig 5°C hőmérsékleten tároltam azokat. A vízminták stabil izotópos vizsgálata GASBENCH II típusú preparációs eszköz segítségével történt, amely egy detektorként működő Thermo Finnigan DeltaPlus XP típusú tömegspektrométerhez kapcsolódik. Ez által lehetséges a vízmintában található hidrogén és oxigén izotópok arányának pontos mérése. Az eredmények  $\delta^{18}\text{O}$  és  $\delta^2\text{H}$  értékekként, ‰-ben kerültek meghatározásra a VSMOW<sup>5</sup> referenciaértékhez viszonyítva. A VSMOW a víz hidrogén és oxigén izotóparányainak nemzetközileg elfogadott sztenderdje [99]. A VSMOW szabványt a bécsi székhelyű Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (IAEA) határozta meg 1968-ban és 1993 óta az Amerikai Nemzeti Szabványügyi és Technológiai Intézettel (NIST) közösen értékeli és vizsgálja felül.

A vízmintákban mérhető izotóparányok nemzetközi sztenderdtől való eltérésének számítása következő egyenletek alapján történt [98].

$\delta^{18}\text{O}$  izotópra:

<sup>5</sup> VSMOW - Vienna Standard Mean Ocean Water

$$\delta^{18}O = \frac{\left(\frac{^{18}O}{^{16}O}\right)_{\text{minta}} - \left(\frac{^{18}O}{^{16}O}\right)_{\text{VSMOW}}}{\left(\frac{^{18}O}{^{16}O}\right)_{\text{VSMOW}}} \times 1000 [‰]$$

és  $\delta^2H$  (deutérium) izotópra:

$$\delta D = \frac{\left(\frac{D}{H}\right)_{\text{minta}} - \left(\frac{D}{H}\right)_{\text{VSMOW}}}{\left(\frac{D}{H}\right)_{\text{VSMOW}}} \times 1000 [‰]$$

A mérések hibája  $\pm 0.3 ‰$   $\delta^{18}O$  esetén és  $\pm 3‰$   $\delta^2H$  esetében.

Fenti egyenletekkel tehát számolható volt a mintákban mérhető izotópok aránya és a nemzetközi sztenderdtől való eltérése. Az eredményeket mindenekelőtt összehasonlítottam korábban publikált kutatási eredményekkel. Ezek alapján Magyarországon a frissen beszivárgott talajvizekre a  $\delta^{18}O$  esetében a -9 és -10 ‰ közötti értékek jellemzők, míg a  $\delta^2H$  esetében -65 és -70 ‰ közötti értékek mérhetők. A Duna, mint felszíni víz esetében az izotóparány jellemzően a  $\delta^{18}O$  esetében -10 és -11 ‰ közötti, illetve a  $\delta^2H$  értéke -70 és -80 ‰ között változik.

A vízmintákban mért izotópok arányát, illetve azok eltérését a nemzetközi standardtól X. táblázat foglalja össze.

**X. táblázat A vízmintákban mért stabil izotópok arányának eltérése a nemzetközi standardtól.**

| Minta/vizsgált komponens               | Duna   | 9.sz. vízmű kút | 9/A vízmű kút | Talajvízkút |
|----------------------------------------|--------|-----------------|---------------|-------------|
| $\delta^{18}O$ (VSMOW ‰)<br>$\pm 0.3‰$ | -10,81 | -9,98           | -10,36        | -8,48       |
| $\delta^2H$ (VSMOW ‰)<br>$\pm 0.3‰$    | -78,90 | -70,60          | -73,50        | -61,3       |

A kapott értékek illeszkednek a várt intervallumokba, bár a talajvízkútból származó minta esetében a vártnál némileg alacsonyabb érték volt mérhető. Az eredményekből a pontos víz arány az alábbi képlettel számolható [100].

$$\gamma_{Duna} = \frac{C_{kút} - C_{FAV}}{C_{Duna} - C_{FAV}} \times 100 [\%]$$

A 9.sz. és a 9/A kutak vizének felszíni víz arányát a XI. táblázatban foglaltam össze.

**XI. táblázat A kutatásba bevont termelőkutak parti szűrt víz arányai a mért stabil izotópok alapján.**

| Kút/felszíni víz aránya | 9.sz. kút | 9/A. kút |
|-------------------------|-----------|----------|
| $\delta^{18}\text{O}$   | 64,4%     | 80,7%    |
| $\delta^2\text{H}$      | 52,8%     | 69,3%    |

Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a Duna közepes vízállása mellett mindkét vizsgált kút parti szűrésű kútnak minősül. A vízbázis többi kútja hasonló elhelyezkedésű, vízhozamuk jellemzően nagyobb, vagy megegyező, mint a 9.sz. kút vízhozama, így feltételezhető, hogy az összes kút vizében a parti szűrt víz domináns. Valószínűsíthető azonban, hogy a Duna tartósan alacsony vízállása mellett a háttérvíz aránya a kutakban jelentősebben megemelkedik és az arány időszakosan megfordul. Ezt a hipotézist egy későbbi vizsgálattal célszerű igazolni, vagy cáfolni.

Hasonló vizsgálatot végeztek Kármán és munkatársai a Szentendrei-szigeten üzemelő parti szűrésű vízbázison. Munkájukban a felszíni víztest szintje, magassága és a parti szűrésű kutakban mérhető felszíni eredetű víz aránya között összefüggést állapítottak meg [100]. Jelentősen változhat tehát a parti szűrt víz aránya a termelőkutakban a folyó vízjárásának függvényében.

### **3.3.2. Szerves mikroszennyezők előfordulásának vizsgálata a bajai parti szűrésű vízbázison**

Kutatásom során feladatul tűztem ki, hogy a bajai parti szűrésű vízbázison folytassak vizsgálatot szerves mikroszennyezők előfordulására vonatkozóan. Fontosnak tartottam, hogy az eredményeim összevethetők legyenek korábbi saját és egyéb kutatómunkák eredményeivel, ezért ezt a kutatási terv készítésénél és a vizsgálandó vegyületek listájának összeállításánál figyelembe vettem. A felszíni víz és kútvíz mintákban ipari eredetű vegyületek, peszticidek, élelmiszer adalékok és PPCP-vegyületek kimutatását és meghatározását tűztem ki célul. Az általam vizsgált szerves mikroszennyezők körét a XII. táblázat foglalja össze.

**XII. táblázat A kutatás során vizsgált szerves mikroszennyezők listája.**

| Ipari eredetű    | Peszticidek      | Élelmiszer adalékok | PPCP             |
|------------------|------------------|---------------------|------------------|
| 1H-benzotriazole | Dimethachlor-ESA | Acesulfame          | Bezafibrate      |
| Bisphenol-A      | Dimethachlor-OA  | Caffeine            | Carbamazepine    |
| Tolyltriazole    | Dimethoate       | Sucralose           | Cefepime         |
|                  | Diuron           |                     | Cefotaxime       |
|                  | Metazachlor-ESA  |                     | Diclofenac       |
|                  | Metazachlor-OA   |                     | Erythromycin     |
|                  | Metolachlor-ESA  |                     | Fluoxetin        |
|                  | Nicosulfuron     |                     | Ibuprofen        |
|                  | Terbutryn        |                     | Iomeprol         |
|                  | DDT              |                     | Metoprolol       |
|                  |                  |                     | Naproxen         |
|                  |                  |                     | Paracetamol      |
|                  |                  |                     | Roxithromycin    |
|                  |                  |                     | Sulfamethoxazole |

A vizsgálat lefolytatásához összesen 5 mintavételi pontot jelöltem ki. A felszíni víz mintavételi pontjaként a stabil izotóp vizsgálatához hasonlóan a Duna 1481,2 fkm-en található hajózási bóját jelöltem meg. A parti szűrésű, üzemelő termelőkutak közül pedig a 9.sz., a 9/A, az 5/B, valamint a 4/A. kutakból történt mintavétel. A vizsgált kutak napi üzemben működnek és a vizsgálat időpontjában legalább 60 perce üzemeltek. A vízmintákat a kútfejen kialakított rozsdamentes acél mintavételi csapon keresztül vettem, ügyelve a levegő beoldódásának minimalizálására.

Figyelembe véve, hogy a szerves mikroszennyezők egy része hő, fény és oxigén hatására legalább részben elbomlik, a vízminták barna színű boroszilikát mintavételi edényzetbe kerültek. A mintákat a vizsgálat időpontjáig hűtve tároltam és szállítottam. Kutatásom során a szerves mikroszennyezők pontos kimutatására és mérésére alkalmazható nagyműszeres analitikai eszközök nem álltak rendelkezésemre, ezért az általam vett minták elemzésére egy akkreditált analitikai laboratórium segítségét vettem igénybe. A minták előkészítésében és elemzésében magam is részt vettem. A vízminták vizsgálata GC-MS és HPLC-MS műszerek segítségével történt.

Bár a szerves mikroszennyezők detektálására, mennyiségi meghatározására többféle módszer is alkalmazható, a gyakorlatban a nagyműszeres kémiai analitikán belül általában valamely kromatográfias módszer szolgál az egyes komponensek

elválasztására és egy hozzákapcsolt spektroszkópai eljárás azok meghatározására és mérésére. A szerves mikroszennyező anyagok kimutatására és mérésére szolgáló módszerek jellemzően valamely kromatográfiás elválasztást követően alkalmazhatók leghatékonyabban. Ennek oka az, hogy ezek a vegyületek egy csoporton belül alapvető építőelemeikben és funkciós csoportjaikban nagyon hasonlóak, így egymás mellett történő kimutatásuk ugyanabból a mintából általában nehézkes [101].

A gázkromatográfia és a folyadékkromatográfia a két leggyakrabban használt alapvető módszer a szerves mikroszennyező anyagok elválasztására, főként tömegspektrometriás detektálással. Míg a gázkromatográfia elsősorban csak az illékonyabb, nem poláros anyagok elemzésére alkalmas, addig a folyadékkromatográfiára nem vonatkoznak ilyen korlátok. A kromatográfia alapvetően egy elválasztási műveleten alapuló módszer. Manapság a kromatográfiában sokféle módszert alkalmaznak, amelyeket a szakirodalom különböző szempontok és osztályozások szerint csoportosít. Ha az elválasztási művelet csak tisztítás, mintaelőkészítés – azaz a zavaró tényezők eltávolítása, valamint a vizsgálandó komponens feldúsítása – céljából történik a további elemzéshez, akkor preparatív kromatográfiának nevezzük. Ezzel szemben az analitikai kromatográfiában az elválasztást a komponensek minőségi vagy mennyiségi elemzésére használjuk.

A kromatográfiás elválasztás a fázishatárokon lejátszódó folyamatokat használja ki. Ennek megfelelően az elválasztás technikai rendszere egy állófázist (*stationary phase*) és egy mozgófázist (*mobile phase*) foglal magában. A mozgófázisban jelen lévő komponensek különböző fizikai és kémiai kölcsönhatások következtében különböző erősséggel kötődnek az állófázishoz, ezért az anyagminőségüktől függően változik az áthaladási sebességük. Így az állófázishoz erősebben kötődő és azon lassabban áthaladó komponensek elválnak az áramló fázissal gyorsabban mozgó komponensektől.

A kromatográfiás eljárásokat leginkább az állófázis és az mozgó fázis halmazállapota és anyagminősége szerint csoportosíthatjuk. A mozgófázis halmazállapota alapján a két legnagyobb és leggyakrabban alkalmazott módszer a gázkromatográfia (GC) és a folyadék kromatográfia (LC).

A detektálásra hivatott módszerek között széles körben alkalmazott a tömegspektrometria. A tömegspektrometria alapelve a műszerbe épített ionforrásban létrehozott töltött részecskék felgyorsítása és szétválasztása elektromos és mágneses

mezők segítségével. A töltött részecskékre ható Lorentz-erő a mágneses térerősség és a sebesség függvénye, így a különböző töltésű és tömegű részecskék különböző távolságokat tesznek meg, eltérő ideig maradnak az analizátorban, térben elkülönülnek egymástól, és külön-külön detektálhatók [101].

Az általam vett felszíni víz és kútvíz mintákban a megjelölt szerves mikroszennyezők jelenlétét nem sikerült kimutatni. Az alkalmazott analitikai módszerek detektálási határa (LOD)<sup>6</sup> 0,05-0,1 ng/ml volt az egyes vegyületekre, vegyületcsoportokra, mennyiségi meghatározási határértéke (LOQ)<sup>7</sup> pedig 0,1-0,5 ng/ml között alakult. Ebben a mérési tartományban, azaz az LOD és LOQ feletti koncentrációban szerves mikroszennyezők a vízmintákból nem voltak kimutathatók. Mivel kutatásom sikeres folytatásához mindenképpen szükségem volt jó minőségű, hiteles adatokra, ezért a továbbiakban budapesti vízbázisokról származó, publikált adatokkal és adatsorokkal dolgoztam.

### **3.3.3. Szerves mikroszennyezők előfordulása budapesti parti szűrészű vízbázisokon**

Egy 2016. és 2019. között zajló nemzetközi projekt keretében végzett kutatásban – amelyben volt szerencsém személyesen is részt venni – a Fővárosi Vízművek a parti szűrés ultraszűréssel, nanoszűréssel, valamint fordított ozmózissal történő kombinálhatóságát vizsgálta [102]. A kutatás során egyéb paraméterek mellett szerves mikroszennyezők koncentrációjának változását is figyelemmel kísérték két üzemelő vízbázison. A kutatásba a Szentendrei-szigeten található északi vízbázis, valamint a Csepel-szigeten Ráckeve és Szigetszentmiklós között elhelyezkedő déli vízbázis kútjait vonták be. A két vízbázis között lényeges különbség elhelyezkedésükből adódott, hiszen előbbi a főváros felett, a másik pedig alatta helyezkedik el. További különbség a kutak medertől való távolsága, amely a Csepel-szigeti vízbázis esetében valamelyest nagyobb. A kutatásban 36 mikroszennyezőt vizsgáltak, két felszíni víz mintavételi ponton és két kútban. Az eredményeket elemezve az egyes szerves mikroszennyezőkre megállapítható az eltávolítás hatásfoka. A vizsgált mikroszenyezők közül 12 csak a Dunából vett vízmintákban fordult elő, a parti szűrt vízből nem lehetett kimutatni. 12 vegyület a felszíni és a szűrt víz mintákban egyaránt

---

<sup>6</sup> LOD – Limit Of Detection

<sup>7</sup> LOQ – Limit Of Quantitation

detektálható volt (XIII. táblázat). Ezek koncentrációjának változása a parti szűrés folyamatában tág határok között változott [15].

**XIII. táblázat: Szerves mikroszennyezők átlagos koncentrációja a Duna budapesti szakaszán és a parti szűrésű kutakban (ng/l) (Nagy-Kovács et. al., 2019 alapján [15])**

| Szerves mikroszennyező | Duna, Szentendre | Parti szűrt víz, Szentendre | Eltávolítás hatásfoka | Duna, Csepel | Parti szűrt víz, Csepel | Eltávolítás hatásfoka |
|------------------------|------------------|-----------------------------|-----------------------|--------------|-------------------------|-----------------------|
| benzotriazol           | 272              | 85                          | 69%                   | 256          | 146                     | 43%                   |
| biszfénol-A            | 33               | 51                          | -                     | 86           | 105                     | -                     |
| toliltriazol           | 121              | 63                          | 48%                   | 142          | 88                      | 38%                   |
| karbamazepin           | 30               | 24                          | 4,2%                  | 31           | 29                      | 6,4%                  |
| cefepim                | 358              | 193                         | 46%                   | 394          | 248                     | 37%                   |
| diklofenák             | 153              | 103                         | 33%                   | 154          | 87                      | 44%                   |
| iomeprol               | 131              | <LOQ                        | (100%)                | 122          | <LOQ                    | (100%)                |
| szulfametoxazol        | 14               | 13                          | 7,1%                  | 13           | 9                       | 31%                   |
| metolaklór-ESA         | 113              | 43                          | 62%                   | 85           | 57                      | 33%                   |
| metolaklór-OA          | 31               | 38                          | -                     | 23           | 17                      | 26%                   |
| metazaklór-ESA         | 180              | 40                          | 78%                   | 152          | 125                     | 22%                   |
| aceszulfám             | 219              | 131                         | 40%                   | 266          | 195                     | 27%                   |

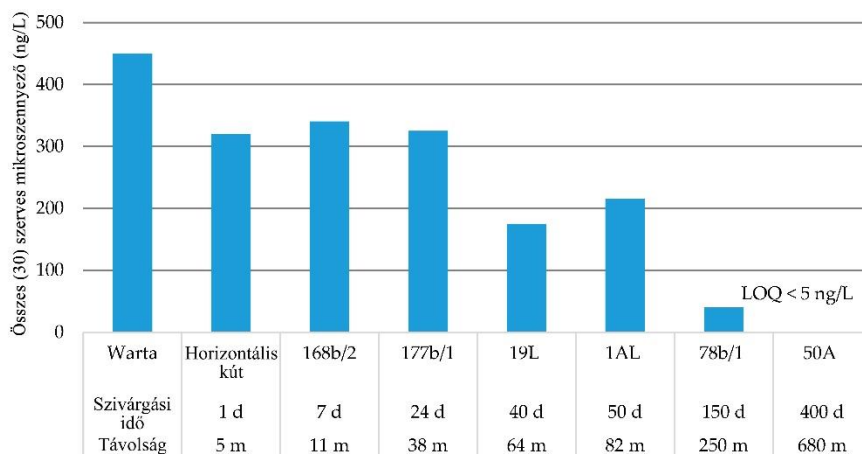
A metazaklór növényvédőszer esetében a szentendrei-szigeti vízbázison 78%-os eltávolítási hatásfokot sikerült kimutatni, míg e vegyület koncentrációja a Csepel-szigeti vízbázison csak 12%-kal csökkent. A legnagyobb mértékben (69% és 43%) a benzotriazol koncentrációja csökkent, míg a legkisebb arányban a szulfametoxazol nevű antibiotikum-hatóanyag koncentrációja változott. A műanyagipar által széleskörűen használt biszfénol-A koncentrációja egyes esetekben a kutakban nagyobb koncentrációban volt kimutatható, mint a felszíni vízben. Ennek valószínűsíthető oka, hogy e vegyület a felszín alatti vízrétegből kerülhetett a vízbázisba. A kutatás egyik megállapítása az volt, hogy a szerves mikroszennyezők egy része elsősorban anoxikus körülmények között távolítható el parti szűréssel jelentősebb mértékben. Egyes mikroszennyezők, mint a szulfametoxazol, vagy a diklofenák eltávolítása hosszabb szivárgási utat igényel, így e vegyületek koncentrációjának csökkentésében a Csepel-szigeti vízbázis hatékonyabbnak bizonyult [102].

Eddigi kutatások eredményei alapján a parti szűrés egyes szerves mikroszennyezők eltávolításában hatékonynak mondható, más szennyezők azonban jelentősebb koncentráció-csökkenés nélkül érhetik el a vízbázis kútjait. Általános érvényű

megállapítás, hogy a parti szűrt víz utókezelésére tervezett ivóvíztisztító technológiák csak korlátozottan alkalmasak szerves mikroszennyezők eltávolítására, célzott eltávolításhoz jellemzően egy különálló technológiai lépcső – membrán-, vagy aktívszén-szűrés – beépítése szükséges.

### 3.3.4. Mikroszennyezők koncentrációjának csökkenése és a szivárgási úthossz kapcsolata

Több kutatás is vizsgálta a szerves mikroszennyezők eltávolításának hatékonysága, valamint a szivárgási úthossz –a folyómeder és a termelőkút távolsága – közötti összefüggéseket. Lengyelországban, a Warta folyón, Poznań város ivóvízellátását biztosító parti szűrészű vízbázison folyt kutatómunka 2017 folyamán. A vizsgálatban egy kútsoport által termelt nyersvízben célzottan vizsgáltak néhány kiválasztott szerves mikroszennyezőt. A 17. ábrán is bemutatott eredmények egyértelmű összefüggést mutattak a mikroszennyezők koncentrációja és a kutak folyótól való távolsága, azaz a szivárgási úthossz között [91].

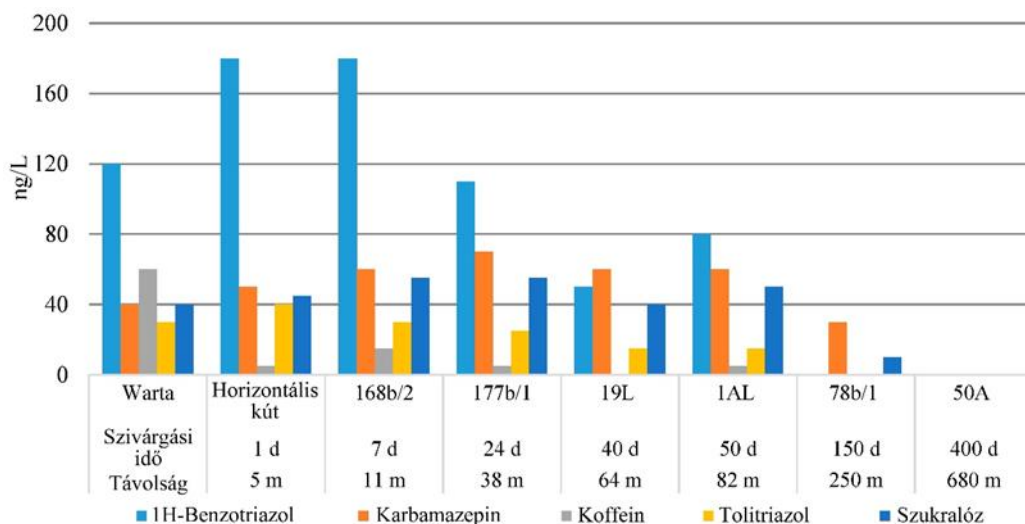


17. ábra: Szerves mikroszennyezők koncentrációja és a szivárgási úthossz kapcsolata a Warta-folyó poznańi szakaszán (Dragon et. al., 2019 alapján [91])

Jelentősebb koncentrációban a benzotriazol (fagyálló adalékanyag), a karbamazepin (gyógyszer hatóanyag), a koffein és a szukralóz (édesítőszer) fordult elő. A szerves mikroszennyezők összesített koncentrációja egyértelműen csökkent a folyómedertől való távolsággal. Ez a csökkenés azonban néhány vegyület esetében nem volt ennyire egyértelmű. A diklofenák fájdalomcsillapítót csak a folyóvízből sikerült kimutatni, de már a folyóhoz legközelebbi kútban sem jelent meg. Feltételezhető, hogy e vegyület igen gyorsan bomlik a parti szűrés folyamatában. A karbamazepin és a szukralóz



esetében viszont csökkenés helyett még némi emelkedés is tapasztalható volt a folyótól való távolsággal (18. ábra).



18. ábra: Egyes szerves mikroszennyezők koncentrációja a Warta-folyóban és a folyótól különböző távolságban üzemelő kutakban (Dragon et. al., 2019 alapján [91])

A kutatás hiányossága a parti szűrt víz arányának előzetes meghatározása a vizsgált termelőkutakban. A parti szűrés hatékonyságának pontos vizsgálatához elengedhetetlen a szűrt víz és a háttérvíz arányának meghatározása. Ehhez legalkalmasabb a természetes nyomjelzőként használható oxigén és hidrogén stabil izotóparányainak vizsgálata, amelynek segítségével meghatározható, hogy a kút által termelt víz mekkora hányada származik felszíni vízből [98]. Ennek hiányában, a felszín alatti víz hatásának ismerete nélkül az eredmények csak hozzávetőleges képet mutatnak a szerves mikroszennyezők eltávolításának hatékonyságáról.

### 3.4. Részkövetkeztetések

A szerves mikroszennyezők környezeti jelenléte tulajdonképpen általánosnak mondható. Megvizsgálva a felszíni és felszín alatti vízbázisok szennyezettségét megállapítható, hogy lényeges eltérés jellemző az egyes vízbázis-típusok szennyezettségének mértéke között. Általánosságban elmondható, hogy a szennyezőanyagok koncentrációja a felszíni vizek és a talajvíz esetében a legnagyobb, hiszen ezek a víztípusok nem rendelkeznek természetes védelemmel. A felszíni vizekben, azaz a folyókban és a tavakban a szennyezőanyagok késleltetés nélkül jelenhetnek meg a kibocsátást követően.

A parti szűrésű vízbázisok helyzete különleges, hiszen átmeneti vízformának tekinthető, azaz a felszíni és felszín alatti vizekre jellemző egyes tulajdonságok egyaránt jellemezhetik. Mivel valamilyen felszíni víztesttel – ezek hazánkban kivétel nélkül folyók – dinamikus kapcsolatban állnak, ezért a felszíni vizekben előforduló szennyezőanyagok változó koncentrációban jelenhetnek meg a parti szűrésű vízbázisokban.

Az eddigi kutatási eredmények azt mutatják, hogy különböző szerves mikroszennyezők – jellemzően gyógyszermaradványok, peszticidek és egyéb ipari vegyületek – ng/l koncentráció-tartományban fordulnak elő a hazai folyókban. Éppen ezért kutatásom során fontosnak tartottam megvizsgálni a szerves mikroszennyezők jelenlétét egy üzemelő vízbázis (Baja város parti szűrésű vízbázisa) kútjaiban. Az általam vett vízmintákban a vizsgált tartományban szerves mikroszennyezőket nem tudtam kimutatni. Ebből semmiképpen nem következtethető, hogy e vegyületek nincsenek jelen az általam vizsgált felszíni vízben és parti szűrésű kutakban, csupán az, hogy a keresett vegyületek a rendelkezésemre álló analitikai módszer kimutatási határértéknél (0,05-0,5 ng/ml) kisebb koncentrációban fordulhatnak elő.

Fenti következtetést alátámasztják a Dunáról, illetve a folyó budapesti szakaszáról származó publikált vízkémiai adatsorok. Az általam is vizsgált szerves mikroszennyezők egy része előfordult a főváros egyes parti szűrésű kútjaiban, jellemzően 0,005-0,29 ng/ml tartományban. A Budapest alatti folyószakaszon e vegyületek koncentrációjának csökkenése feltételezhető, hiszen az emissziók száma és a kibocsátott szennyvíz mennyisége is kevesebb, mint a fővárosi Duna-szakaszon. Szakirodalmi adatok pedig igazolják, hogy természetes vizekben általában jellemző a szerves mikroszennyezők degradációja.

A vizsgált budapesti parti szűrésű vízbázisoknál a legtöbb vegyület esetében kimutatható volt valamekkora koncentráció-csökkenés a parti szűrés folyamatában. Jelentősebb, közel 100%-os hatásfokú eltávolítás az iomeprol nevű radiokontraszt gyógyszer esetében volt tapasztalható, míg a spektrum másik végén a karbamazepin antidepresszáns szerepelt, amelynél szinte egyáltalán nem volt kimutatható koncentráció-változás. Hasonló tapasztalatokat mutatott az a kutatás, amely a budapesti vizsgálatokkal párhuzamosan zajlott Lengyelországban a Warta folyó mentén üzemelő vízbázisokon. A Poznań város vízellátását biztosító parti szűrésű kutakban kimutathatók voltak egyes gyógyszermaradványok, amelyek esetében a

koncentráció-csökkenés a folyóhoz képest változó volt. Több vegyület mellett itt is kiemelném a karbamazepin antidepresszánt, amely esetében a budapesti eredményekhez hasonlóan nem sikerült jelentős degradációt kimutatni.

Kijelenthető tehát, hogy bizonyos szerves mikroszennyező vegyületek jelen vannak a Dunában, de mérhető koncentrációjuk általában alacsonynak mondhatók, jellemzően nem érik el a  $\mu\text{g/l}$  tartományt. A parti szűrés hatékonysága a szerves mikroszennyezők eltávolításában igen változó lehet és egyes vegyületek megjelenhetnek a víztermelő kutakban.

A parti szűrés hatékonyságának vizsgálatához mindenképpen ismerni kell a kutak által termelt víz eredetét. Ezért a  $^2\text{H}$  és a  $^1\text{H}$ , valamint a  $\delta^{18}\text{O}$  és  $^{16}\text{O}$  stabil izotópok arányának meghatározásával megvizsgáltam a bajai parti szűrésű vízbázis felszíni víz arányát. Megállapítható, hogy az általam vizsgált két kútban 64% és 81% a felszíni eredetű szűrt víz aránya, így mindkettő parti szűrésű kútnak minősül.

#### **4. AZ ALKALMAZOTT IVÓVÍZTISZTÍTÓ TECHNOLÓGIÁK HATÉKONYSÁGA A SZERVES MIKROSZENNYEZŐK ELTÁVOLÍTÁSÁBAN**

A korábbi fejezetekben részletezett úton a szerves mikroszennyezők emberre gyakorolt kockázatának egyik lehetséges esete az ivóvíz fogyasztása. Habár az ivóvíz az egyik legszigorúbban ellenőrzött élelmiszer Magyarországon, az ivóvíz minőségét szabályzó rendeletek jelenleg nem foglalkoznak megfelelő részletességgel a szerves mikroszennyezők kérdéskörével. E szennyezőanyagok elsősorban antropogén hatásra kerülhetnek a környezetbe, ahol valószínűsíthetően megjelenhetnek azokban a vízbázisokban, amelyek a lakossági ivóvízellátást biztosítják. A hazánkban és Európában széles körben alkalmazott ivóvíztisztító technológiákat áttekintve megállapítható, hogy azok elsősorban a jelentősebb arányban előforduló szennyezőanyagok – pl. a vas, mangán, arzén, ammónium vagy a kolloidok – eltávolításában hatékonyak. E technológiák a szerves mikroszennyezők eltávolítására nem, vagy csak korlátozottan lehetnek alkalmasak. Ebből adódóan annak vizsgálata, hogy a veszélyeztetett, vagy esetlegesen már szennyezett vízbázisokon keresztül a szerves mikroszennyezők esetlegesen eljuthatnak-e a fogyasztókhoz különösen fontos. Ebben a fejezetben korábbi kutatásokra támaszkodva áttekintem az elterjedtebb – úgymond klasszikus – ivóvíztisztító technológiák szerves mikroszennyezők eltávolításában tapasztalt hatékonyságát.

##### **4.1. Szerves mikroszennyezők eltávolításának lehetőségei az ivóvíztisztítás folyamatában**

Az ivóvíztisztítás egy általában több lépcsőből felépülő technológiai folyamat, amely során a víz fogyaszthatóságát korlátozó, vagy az emberi egészségre ártalmas vegyületek a nyersvízből elválasztásra és visszatartásra kerülnek. A technológiai lépcsők jellemzően fizikai, kémiai, vagy biológiai folyamatokon alapulnak, leggyakrabban ezek valamilyen kombinációjával működnek. Az ivóvíztisztító technológiai sor egyes elemeinek tervezésekor a nyersvízben található szennyezőanyagok jellemző koncentráció-értékeit, illetve a várható víztermelési igényeket veszik figyelembe. Egyes szennyezőanyagok eltávolítására többféle technológia is rendelkezésre áll. A megfelelő elemek kiválasztását általában gazdasági, üzemeltetési és fenntarthatósági mutatók határozzák meg. Ebben a

fejezetben a szerves mikroszennyezők eltávolításának lehetőségeire fókuszálva, azokat a technológiai folyamatokat veszem sorra, amelyek korábbi kutatások alapján alkalmasak lehetnek a szennyezőanyagok eltávolítására. A XIV. táblázatban az ivóvízkezelésben alkalmazott eljárásokat és folyamatokat foglaltam össze.

**XIV. táblázat: Az ivóvízkezelésben alkalmazott gyakoribb eljárások és folyamatok (Mátrai I., 2021. alapján [103])**

| Fizikai eljárások                                                  | Fizikai-kémiai eljárások | Biológiai eljárások |
|--------------------------------------------------------------------|--------------------------|---------------------|
| <b>Gázmentesítés</b>                                               |                          |                     |
| Levegőztetés                                                       | Savtalanítás             |                     |
| Nyomáscsökkentés                                                   | Oxidáció                 |                     |
| Melegítés                                                          |                          |                     |
| <b>Lebegőanyag eltávolítás</b>                                     |                          |                     |
| Szűrés                                                             | Derítés                  |                     |
| Ülepítés                                                           |                          |                     |
| <b>Oldott komponens eltávolítása/koncentrációjának csökkentése</b> |                          |                     |
| Desztilláció                                                       | Vegyszeres vízlágyítás   | Nitrifikáció        |
| Termikus vízlágyítás                                               | Csapadékképzés           |                     |
| Adszorpció                                                         | Ioncsere                 |                     |
| Szűrés                                                             | Oxidáció                 |                     |
| Fordított ozmózis                                                  |                          |                     |
| <b>Fertőtlenítés</b>                                               |                          |                     |
| Termikus                                                           | Ózonozás                 |                     |
| UV                                                                 | Klórozás                 |                     |
|                                                                    | Klórdioxidos kezelés     |                     |

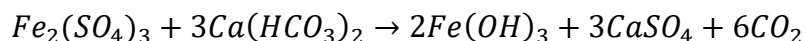
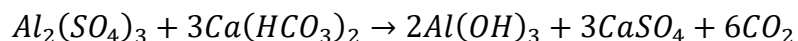
#### **4.1.1. Derítés: a koaguláció, flokkuláció, és a szedimentáció folyamata**

A tisztítandó vízben előforduló kolloid méretű – azaz 500 nm-nél kisebb mérettartományú – szennyezőanyagok felületi töltésüknek köszönhetően a vízből spontán nem ülepíthetők ki. E szennyezőanyagok csoportjába jellemzően szerves molekulák tartoznak, amelyek eltávolítására derítést alkalmazunk. A derítés folyamata három egymásra épülő lépésből áll:

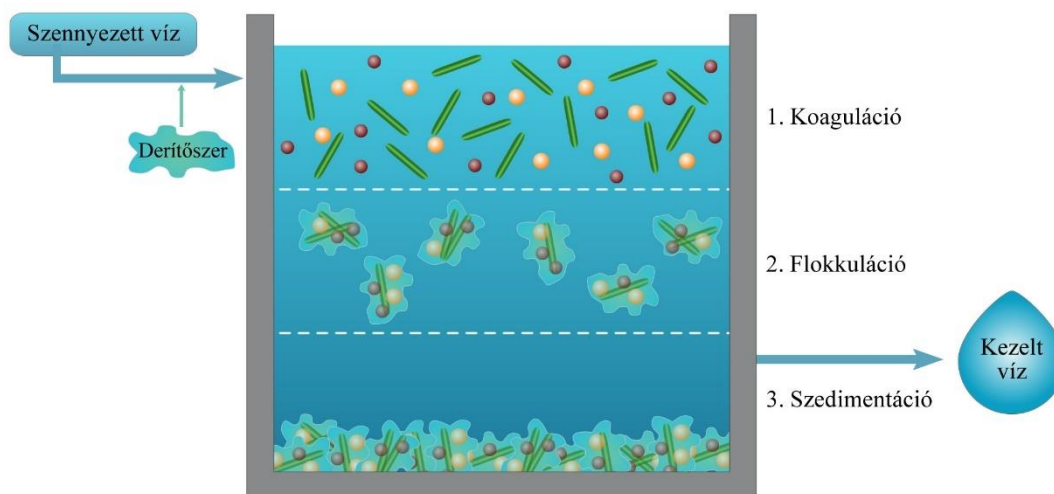
1. a koaguláció (kicsapás),
2. a flokkuláció (pelyhesítés)
3. és a szedimentáció (ülepítés).

A kémiai koaguláció során a nyersvízhez derítőszer és segéd-derítőszer adagolás történik, amelyek hatására megváltozik a szuszpendált részecskék elektrosztatikus

állapota. A kolloid részecskék közötti taszítóerő csökkenése illetve megszűnése következik be, azaz a részecskék destabilizálódnak. A leggyakrabban alkalmazott koagulálószer a vas(III)-szulfát és az alumínium(III)-szulfát. A koaguláció során lezajló reakció, a vízkeménységet okozó kalcium-hidrogén-karbonát példájával jól illusztrálható.



A reakció eredményeként a vízben rosszul oldódó szilárd pelyhek keletkeznek, amelyek a van der Waals erő hatására egymáshoz kapcsolódnak és nagyobb méretű pelyheket képeznek. A pelyhéképződés további segéd-derítőszer (például polielektrolitok) adagolásával felgyorsítható, így a folyamat hatékonysága növelhető. A mikropelyhek nagyobb méretű, hatékonyan ülepíthető makropelyhekké kapcsolódnak össze. Az így képződött, fém-hidroxiddal létrehozott pelyhek lényegesen nagyobb méretűek, tömörebb szerkezetűek, hatékonyabb és lényegesen gyorsabb szilárd-folyadék fázisszétválasztást tesznek lehetővé.



19. ábra: A derítés folyamata (a szerző munkája Popowich et. al. 2015. alapján [104])

Egyes kutatások eredményei azt mutatják, hogy a derítés folyamata részben alkalmas lehet egyes szerves mikroszennyezők koncentrációjának csökkentésére. Moon-Kyung és társai elsősorban gyógyszermaradványok koncentrációjának változását vizsgálta a derítés során. Különböző fém-sók adagolásával koncentráció-csökkenést tapasztaltak, de a hatékonyság meglehetősen széles skálán mozgott [105]. A XV. táblázat

összefoglalja egyes gyógyszer hatóanyagok eltávolíthatóságának hatékonyságát különböző fém-sók alkalmazása mellett.

**XV. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők derítéssel történő eltávolításának hatásfoka (Moon-Kyung, K. et. al., 2016. alapján [105])**

| Derítőszer                                      | Dózis         | Szennyezőanyag  | Eltávolítás hatásfoka (%) |
|-------------------------------------------------|---------------|-----------------|---------------------------|
| FeCl <sub>3</sub>                               | 25,50 mg/l    | ibuprofén       | 12,0                      |
|                                                 |               | diklofenák      | 21,6                      |
|                                                 |               | naproxen        | 21,6                      |
|                                                 |               | karbamazepin    | 6,3                       |
|                                                 |               | szulfametoxazol | 6,0                       |
|                                                 |               | trimetropim     | 32,1                      |
|                                                 |               | galaxolid       | 79,2                      |
| Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> | 25 mg/l       | diazepam        | 12,5                      |
|                                                 |               | szulfametoxazol | 0,9                       |
|                                                 |               | tonalid         | 75,8                      |
|                                                 |               | galaxolid       | 76,4                      |
| FeCl <sub>3</sub>                               | 100, 200 mg/l | biszfénol-A     | 20,0                      |
|                                                 |               | dietilhexitalát | 70,0                      |
|                                                 |               | noniphenol      | 90,0                      |
| Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> | 200 mg/l      | aldrin          | 46,0                      |
|                                                 | 100 mg/l      | bentazon        | 15,0                      |
| PACl                                            | 30 mg/l       | szulfametoxazol | 43,0                      |
|                                                 |               | szulfametazin   | 52,0                      |
|                                                 |               | koffein         | 16,0                      |
|                                                 |               | acetaminofén    | 17,0                      |
|                                                 |               | diklofenák      | 0                         |
|                                                 |               | metoprolol      | 10,0                      |

A kutatás eredményeiből látható, hogy az adagolt derítőszer fajtája és koncentrációja jelentősen befolyásolja az eltávolítás hatékonyságát. A diclofenák esetében vas(III)-klorid alkalmazásával 20% körüli koncentráció-csökkenést sikerült elérni, míg a polialumínium-klorid adagolása gyakorlatilag nem hozott eredményt. A szulfametoxazol eltávolításában viszont az utóbbi bizonyult hatékonyabbnak, közel 50%-os eltávolítás volt mérhető, ellentétben az alumínium(III)-szulfát és a vas(III)-klorid 10% körüli hatékonyságával.

A derítés hatékonyságára további szakirodalmakban is találunk példát. Matamoros és Salvadó munkájában [20] a szerves mikroszennyezők viszonylag magas (20-50%) hatásfokú eltávolításáról számol be olyan vegyületek esetében, amelyek K<sub>ow</sub> értéke 4,

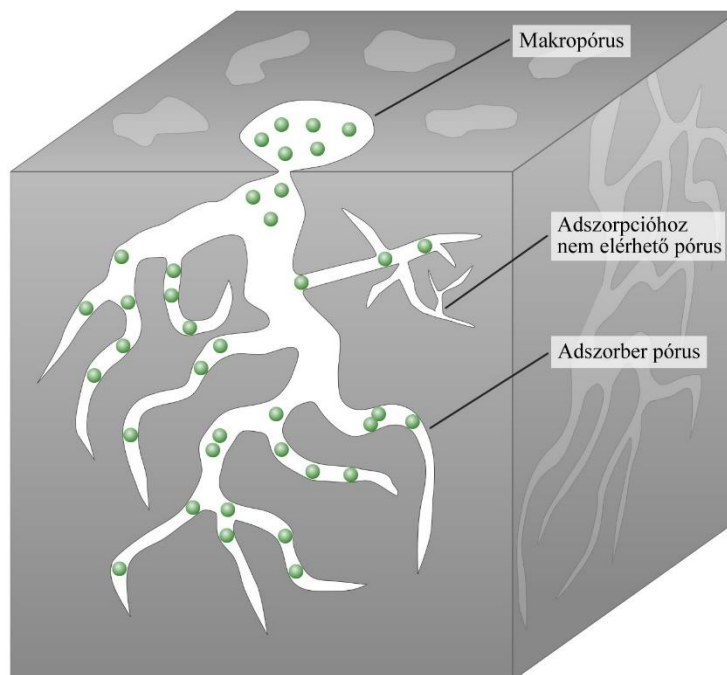
például galaxolid, tonalid, vagy oktil-fenol [106]. Suárez és társai kutatásában számottevő (20-40%) csökkenést tapasztaltak olyan szerves mikroszennyezők esetében mint a diklofenák, a naproxen, és az ibuprofén [107]. Ezzel szemben Asakura és Matsuto eredményei alapján más szerves mikroszennyezők, mint a biszfenol-A esetében a derítés nem hozott eredményt, nem sikerült érdemben koncentráció-csökkentést elérni [108].

A derítés hatékonysága tehát a szerves mikroszennyezők esetében nagyban függ az adagolt derítőszer fajtájától, dóziséjától valamint a pH-tól. Összességében elmondható, hogy a legtöbb szerves mikroszennyező esetében a koaguláció hatásfoka viszonylag alacsony, általában 50% alatti. Viszont más kutatások arra mutatnak rá, hogy egyéb technológiai folyamatok, mint az adszorpció, vagy a fotolízis koagulációval történő kombinálása növelheti a szerves mikroszennyezők eltávolításának hatékonyságát. Olyan nyitott rendszerekben, ahol a koaguláció folyamata mellett a napfény hatása is jelentkezett nagyobb eltávolítási hatékonyságot lehetett kimutatni az acetaminofén (76,6%), koffein (81,2%) és diklofenak (kb. 100%,) esetében. E vegyületek közös tulajdonsága, hogy fényérzékenyek, fotolitikus bomlásuk volt megfigyelhető a koagulációs folyamat mellett [109]. Fentiek alapján kijelenthető, hogy habár a koaguláció-flokkuláció, azaz a derítés önmagában nem elég hatékony a szerves mikroszennyezők koncentrációjának csökkentésében, más folyamatokkal kombinálva jelentősebb eredmény érhető el.

#### **4.1.2. Adszorpció: aktív szén alkalmazása technológiai folyamatokban**

Az adszorpció egy kizárólag fizikai jelenségeken alapuló folyamat, amely során bizonyos komponensek az adszorbens felületén megkötődnek. Az adszorbens anyagok közös jellemzője, hogy tömegükhöz képest igen nagy fajlagos felülettel rendelkeznek. Az adszorpció reverzibilis folyamat, azaz megfelelő körülmények között – például magas hőmérséklet mellett – a kötött anyagok eltávolíthatók, ezáltal az adszorbens közeg regenerálható. A vízkezelésben leggyakrabban alkalmazott, leginkább elterjedt adszorbens az aktív szén.





20. ábra: Az adszorpció folyamata aktív szénen (a szerző munkája Sirocki et. al. alapján [110])

Az aktív szén fajlagos felülete 1000-1200 m<sup>2</sup> grammonként. Nem szelektív adszorbens, azaz többféle vegyület megkötésére alkalmazható. Víztechnológiában jellemzően két változatban alkalmazzák, granulált aktív szén (GAC) és por alakú aktív szén (PAC) formájában. A granulált aktív szenes szűrés során a tisztítandó víz az álló fázisként működő aktív szenes tölteten folyik át, amely során az eltávolítandó – főleg szerves – vegyületek megkötődnek a felületén. Kialakítását tekintve a GAC-szűrőtartály a homokszűrőkhöz hasonlóan lehet zárt, nyomás alatti, valamint nyitott kialakítású. A felszín alatti vizek tisztítására főleg a nyomás alatti rendszereket alkalmazzák, míg a felszíni vizek esetében a nyitott gyorszűrőket részesítik előnyben. A töltet regenerálása technológiától függően helyben is történhet, de jellemzőbb, hogy a töltetanyag a szűrőegységből kitermelve elszállításra kerül, majd kémiai, vagy fizikai módszerekkel regenerálják. Por alakú aktív szén alkalmazása során az adszorbens közvetlenül a tisztítandó vízhez kerül adagolásra. Megfelelő behatási idő eltelte után az adszorbens szilárd-folyadék fázisszétválasztással eltávolításra kerül a vízből. Ez utóbbit hazánkban csak ritkán alkalmazzák, de a Balaton mentén működő felszíni víztisztító műveknél időnként találkozhatunk vele. Az aktív szenet granulált formában a törésponti klórozásból származó klóraminok, triklórmétán, valamint a kellemetlen íz-, és szaganyagok eltávolítására alkalmazzák.

Számos tanulmány vizsgálta a szerves mikroszennyezők adszorpcióval történő eltávolításának hatékonyságát laboratóriumi és félüzemi méretű kísérletekben (11. táblázat). Egyes kutatásokban sikerült kimutatni, hogy a víztisztítás folyamatában megemelt PAC-dózis a kezdeti koncentrációtól függetlenül csökkentette egyes szerves mikroszennyezők koncentrációját [105]. Hernández-Leal és munkatársai rámutattak, hogy egyes mikroszennyezők, mint a butilparabén vagy a koffein koncentrációja jelentős mértékben (~94%) csökkent 5 perc kontaktidő eltelte után [111]. A XVI. táblázat Moon-Kyung aktív szén alkalmazásával elért eredményeit foglalja össze.

**XVI. táblázat: Por alakú aktív szén (PAC) és granulált aktív szén (GAC) hatékonysága egyes szerves mikroszennyező eltávolításában (Moon-Kyung et. al. alapján [105])**

| Adszorbens | Dózis          | Szennyezőanyag  | Eltávolítás hatásfoka (%) |
|------------|----------------|-----------------|---------------------------|
| PAC        | 8, 23, 43 mg/l | diklofenák      | 96, 98, 99                |
|            |                | karbamazepin    | 98, 99, 100               |
|            |                | szulfametoxazol | 2, 33, 62                 |
|            | 100 mg/l       | koffein         | >94                       |
|            |                | biszfénol-A     | >94                       |
|            |                | nonifénol       | >94                       |
|            | 5 mg/l         | acetaminofen    | 70-79                     |
|            |                | koffein         | 60-62                     |
|            |                | diklofenák      | 30-57                     |
|            |                | naproxen        | 52-57                     |
|            |                | szulfametoxazol | 30-37                     |
|            |                | atrazin         | 55-57                     |

| Adszorbens | Módszer                                       | Szennyezőanyag                | Eltávolítás hatásfoka (%) |
|------------|-----------------------------------------------|-------------------------------|---------------------------|
| GAC        | üzemi körülmények között                      | diklofenák                    | >98                       |
|            |                                               | karbamazepin                  | 23                        |
|            |                                               | ösztron                       | 64                        |
|            |                                               | 17 $\beta$ -ösztradiol        | >43                       |
|            |                                               | 17 $\alpha$ -etinilösztradiol | >43                       |
|            | 29g/70,6 ml laborkísérletben                  | biszfénol-A                   | 66                        |
|            |                                               | nonifénol                     | 84                        |
|            |                                               | triklozán                     | 95                        |
|            | üzemi körülmények között, kontaktidő: 15 perc | diklofenák                    | ~100                      |
|            |                                               | trimetoprim                   | 90                        |
|            |                                               | karbamazepin                  | 75                        |
|            |                                               | koffein                       | 45                        |
|            | 1 mg/l                                        | acetaminofen                  | 58                        |
|            |                                               | koffein                       | 71,3                      |
|            |                                               | altrazin                      | 53                        |
|            |                                               | karbamazepin                  | 69,9                      |
|            |                                               | diklofenák                    | 25,5                      |
|            |                                               | ibuprofén                     | 23,3                      |
|            |                                               | naproxen                      | 46,6                      |
|            |                                               | szulfametoxazol               | 27,1                      |

A szerves mikroszennyezők aktív széneltávolításának hatékonyságát több környezeti körülmény is befolyásolhatja. Egy tanulmány arra mutatott rá, hogy a hidrofób szennyező anyagok eltávolítása független a pH-tól, de olyan vegyületeket, mint az acetaminofén, a szulfametazin és a szulfametoxazol elsősorban a PAC-val kialakuló elektrosztatikus kölcsönhatás adszorbeálja, ezért a pH befolyásolta eltávolításuk hatékonyságát [112].

Megfigyelhető, hogy felszíni vizek kezelésénél szerves mikroszennyezők esetében alacsonyabb az aktív szén adszorpció hatékonysága, ez a különbség elsősorban a hidrofób vegyületeknél volt szignifikáns. Felszíni vizek esetében az adszorpció hatékonyságának csökkenését a jelentősebb mennyiségben előforduló oldott szerves anyag (DOM<sup>8</sup>) jelenléte okozta, amely könnyebben adszorbeálódik az aktív szénhez,

<sup>8</sup>DOM – dissolved organic material

mint az alacsonyabb koncentrációban jelenlévő szerves mikroszennyezők. A folyamat érzékeny a hőmérsékletre is. Alacsony hőmérsékleten ( $<5^{\circ}\text{C}$ ) csökkent a mikroszennyezők adszorpciójának hatékonysága, a csökkenés pedig a hidrofób vegyületeknél jelentősebb volt, mint a hidrofil vegyületek esetében.

#### **4.1.3. Klórozás, ózonozás és UV-fény**

Az ivóvízkezelés folyamatának jellemzően utolsó, de nem kevésbé fontos lépése a fertőtlenítés, mint a klórozás, az ózonozás ( $\text{O}_3$ ), vagy az ultraibolya fénnel (UV-C) történő csíráatlanítás. Elsődleges célja a vízzel terjedő vírusok, patogén baktériumok terjedésének megakadályozása. A klórozás napjainkban széles körben elterjedt, változatos technológiai sorok részeként alkalmazott fertőtlenítési eljárás. A klórozást tehát nem kifejezetten a szerves szennyezőanyagok eltávolítására alkalmazzák, de a szabad klór oxidáció révén lebonthatja a szerves szennyezőket is [103]. A klórmolekulák jelentősebb reakcióképességet indukáltak aromás gyógyszerkészítményekkel és nagyobb elektromos affinitást mutattak a szerves mikroszennyezők molekuláinak egyes funkciós csoportjaihoz. A klórozás költséghatékonyabb, más technológiákkal – ózonozás és az UV-besugárzás – összehasonlítva, és viszonylag egyszerűen üzemeltethető technológia. Szerves mikroszennyezők eltávolításában azonban meglehetősen alacsony hatásfokúnak tűnik. Kutatásokban 20% alatti koncentráció-csökkentés volt tapasztalható a szulfametoxazol, acetaminofén, koffein és ibuprofen esetében, a reakcióidő pedig viszonylag hosszú. A klórozás nem elhanyagolható hátránya, hogy klórozási melléktermékek, klóraminok és triklórmétán keletkezhet, amelyek az emberi egészségre ártalmasak [105].

A klórozáshoz hasonlóan az ózonnal történő vízkezelés célja is elsősorban a fertőtlenítés és oxidálás, de az ózon oxidációs szerként alkalmas lehet a szerves mikroszennyezők oxidálására is. Az ózonozás kétféleképpen oxidálhatja a mikroszennyezőket, az ózonnal való közvetlen reakcióval, vagy pedig közvetett módon, hidroxilcsoportok képződése által.

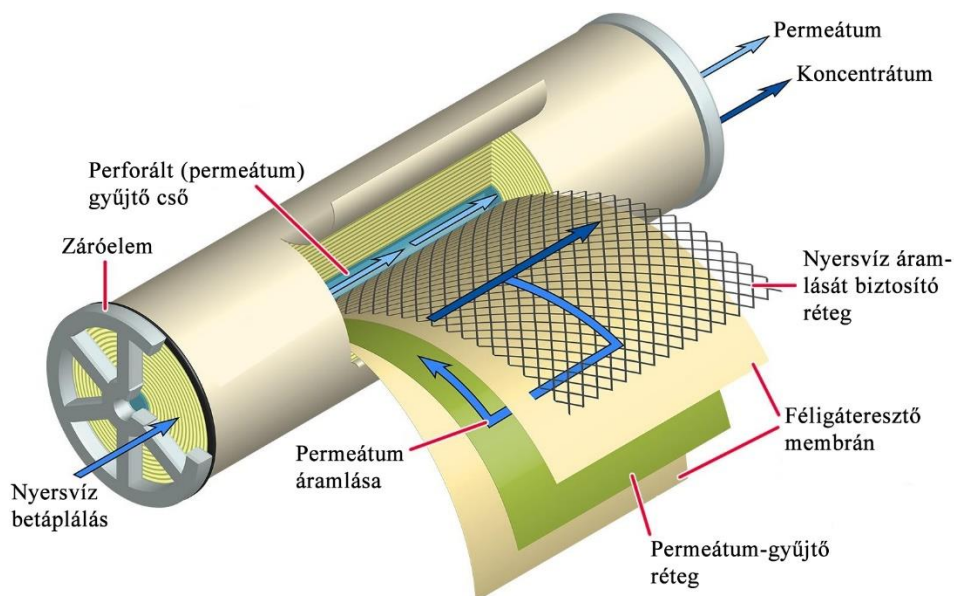
Egyes kutatások eredményei arra engednek következtetni, hogy a 253,7 nm hullámhosszúságú, az ivóvíztisztításban jellemzően csíráatlanításra használt UV-fény kombinálása egyes oxidációs eljárásokkal hatékony lehet a szerves mikroszennyezők

koncentrációjának csökkentésében. Ezekben a kutatásokban az UV-fény hatékonyságát klórgázzal és ózonnal növelték [105].

A fertőtlenítési célú vízkezelési folyamatokra is igaz, hogy önmagukban nem elég hatékonyak a szerves mikroszennyezők koncentrációjának csökkentésére. Látványosabb eredményeket ezek kombinációjával lehet elérni. Hazánkban bár találunk példát fertőtlenítési módok összekapcsolására, ennek elsődleges célja a fertőtlenítési spektrum növelése, nem pedig a szerves mikroszennyezők eltávolítása.

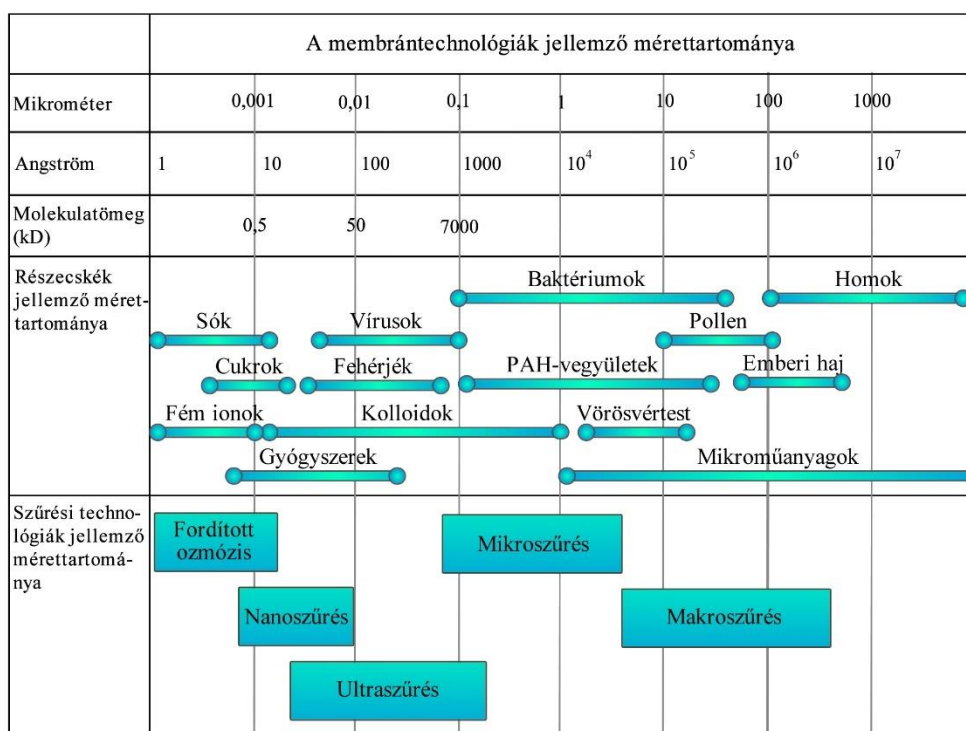
#### 4.1.4. Membrántechnológiák

A membrántechnológiák széleskörű elterjedése az ivó-, és szennyvíztisztításban az utóbbi évtizedekre tehető. Az ivóvízkezelésben alkalmazott membrán alatt olyan mesterségesen kialakított anyagot értünk, amely féligáteresztő tulajdonságokkal rendelkezik, azaz a vizet és egyes molekulákat átereszt, más komponenseket pedig visszatart. Egyik legmeghatározóbb tulajdonsága az áteresztőképesség, amely a pórusméret, az üzemi nyomás, valamint a szűrendő folyadék hőmérsékletének, kémhatásának és viszkozitásának függvénye. A membrán anyaga leggyakrabban cellulóz-, vagy műanyag alapú, egyes tulajdonságát adalékanyagok hozzáadásával módosítják. Leggyakrabban valamilyen hidrofíl komponenst építenek bele, továbbá ellenállóvá és tartóssá teszik. A membrántechnológiákat leggyakrabban jellemző pórusméretük szerint csoportosítjuk. Ez alapján megkülönböztethetünk mikroszűrést (MF), ultraszűrést (UF), nanoszűrést (NF), valamint fordított ozmózist (RO). Egy fordított ozmózis elvén működő membránszűrő általános felépítése a 21. ábrán látható.



21. ábra: A membránszűrő felépítése (Maynard és Whapham, 2020. alapján [113])

A membránszűrők alkalmazhatóságát és hatékonyságát tekintve tehát azok pórusméret-tartománya mérvadó. A jellemző pórustartománynál kisebb részecskéket, molekulákat átengedik, a nagyobbakat visszatartják. Ebből adódóan jól meghatározható és behatárolható egyes membrántípusok alkalmazhatósági területe. A 20. ábra a membrántechnológiák, valamint egyes anyagok, szennyezőanyagok jellemző mérettartományát és egymáshoz való viszonyukat mutatja be.



22. ábra: A membrántechnológiák jellemző mérettartománya (a szerző munkája)

Az ultraszűrést (UF) elsősorban előkezelt felszíni vizek tisztítására, szennyvíztisztítás biológiai lépcsőjének utókezelésére, továbbá élelmiszeripari és gyógyszeripari vízkezelésre alkalmazzák. Mérettartományából adódóan csak vízben nem oldódó komponensek eltávolítására alkalmas. Anyaga általában poliakril-nitril (PAN) és poliéter-szulfon (PES), az üzemi transzmembrán nyomás 1-7 bar. Mérettartománya 0,01-0,1  $\mu\text{m}$ , így a nem oldódó szennyezőanyagok és a baktériumok mellett alkalmas vírusok és makromolekulák visszatartására. Ebből adódóan ez a technológia a nagyobb molekulaméretű szerves mikroszennyezők egy részének visszatartására, koncentrációjának csökkentésére is alkalmas.

A nanoszűrés (NF) mérettartománya 0,001-0,01  $\mu\text{m}$ , már alkalmazható nagyobb súlyú (200-400 Dalton) szerves molekulák visszatartására is, Az ultraszűréssel ellentétben a

vízben oldott állapotban lévő szerves mikroszennyezők egy részének eltávolítására is alkalmazható. Anyaga általában szerves polimer, vagy szervesetlen kerámia. A nanoszűrés fő alkalmazási területe az élelmiszer-, és gyógyszeripar, valamint a vegyipar. Hasonlóan a többi membrántechnológiához, a nanoszűrésnél is alapvető feltétel a szűrendő víz előkezelése.

A legnagyobb hatékonyságú membrántechnológia a fordított ozmózis (RO), amely a vízben oldott állapotban lévő, kis molekulású, egyértékű ionok visszatartására is alkalmas. Mérettartománya 0,0001-0,001  $\mu\text{m}$ . A fordított ozmózis esetében a külső nyomás hatására a víz keresztüláramlik a membránon a magasabb koncentrációjú oldatból az alacsonyabb koncentrációjú oldat felé. A fordított ozmózis jellemzője, hogy nem szelektív, így alkalmazásával nem csupán a szennyezőanyagok, hanem minden oldott állapotban lévő vegyület, só és ion is eltávolításra kerül. A fordított ozmózis permeátuma tehát ionmentes víz lesz, amely a víz saját oxónium-, és hidroxidionjain kívül nem tartalmaz idegen ionokat. A fordított ozmózist elsősorban vízkezelésben alkalmazzák a víz sótalanítására, lágyítására, ionmentesítésére, főleg olyan területeken, ahol nagy tisztaságú víz előállítására van szükség. Alkalmazása jellemző a katonai víztisztítók üzemeltetésében és a hadászati ivóvíz előállításban is. A fordított ozmózis valóban képes bármely szennyezőanyag visszatartására, mindazonáltal e membrántechnológiának a legnagyobb az energiaigénye és legrosszabbak a fajlagos mutatói.

Mivel a membrántechnológiáknál a szűrés hatékonyságát a pórusméret határozza meg, az egyes szerves mikroszennyezők visszatartásának hatékonysága a molekulaméret alapján számolható, illetve tervezhető. Laboratóriumi kísérleti eredmények a karbamazepin és a szulfametaxozol gyógyszermolekulák visszatartásának hatékonyságáról érhetők el. E vegyületek eltávolításának hatékonyságát a nanoszűrés és a fordított ozmózis esetében vizsgálták Phadunghus és munkatársai [114]. Tanulmányukban megfogalmazott eredményeiket a XVII. táblázatban foglaltam össze.

**XVII. táblázat: A nanoszűrés és a fordított ozmózis hatékonysága egyes szerves mikroszennyezők eltávolításában (Phadunghus et. al., 2017. alapján [114])**

| Szennyezőanyag  | oldat pH | Eltávolítás hatásfoka NF | Eltávolítás hatásfoka RO |
|-----------------|----------|--------------------------|--------------------------|
| szulfametoxazol | 5,0      | 87                       | 94                       |
|                 | 5,9      | 91                       | 98                       |
|                 | 7,1      | 94                       | 98                       |
| karbamazepin    | 5,0      | 93                       | 93                       |
|                 | 6,1      | 93                       | 94                       |
|                 | 7,1      | 92                       | 92                       |

Habár az RO valamivel nagyobb hatékonysággal volt képes a két vizsgált vegyület koncentrációjának csökkentésére, fontos rámutatni, hogy a membrántechnológiák közül az RO fajlagos energiaigénye a legnagyobb, a permeátum-koncentrátum aránya pedig a legrosszabb. Ebből adódóan, ha a körülmények lehetővé teszik, a valamivel alacsonyabb hatásfokú nanoszűrés jobb választás lehet.

#### 4.2. Részkövetkeztetések

Megállapítható, hogy az ivóvízkezelésben alkalmazott egyes technológiai folyamatok, mint a derítés, adszorpció, kombinált oxidációs eljárások, valamint a membránszűrés alkalmasak lehetnek a szerves mikroszennyezők egy részének eltávolítására, koncentrációjuk csökkentésére. Fontos azonban megjegyezni, hogy a különböző vegyületek eltávolítási hatásfokában jelentős eltérés mutatkozik, amit a környezeti körülmények – hőmérséklet, pH – is jelentősen befolyásolhatnak. A témával kapcsolatos kutatások arra mutattak rá, hogy a különböző eljárások kombinációi jelentősen növelhetik a szennyezőanyagok visszatartásának hatásfokát. Viszont fontosnak tartom hangsúlyozni, hogy a ma széles körben alkalmazott ivóvízkezelő technológiákat nem a szerves mikroszennyezők eltávolítására tervezték és üzemeltetik. Mi több, e szennyezőanyagok jelenlétét és koncentrációját rutinszerűen nem is vizsgálják. Ebből adódóan e szennyezőanyagok viselkedése, koncentrációjuk esetleges csökkenése az ivóvíztisztítás folyamatában kontroll nélkül történik, így tulajdonképpen eljuthatnak a fogyasztókhoz. Kutatásom korábban megfogalmazott elsődleges célja a szerves mikroszennyezők fogyasztókra gyakorolt kockázatának számszerűsítése és a parti szűrés hatékonyságának vizsgálata. Ehhez pedig alapvető feladat egy megfelelő kockázatbecslési módszer kiválasztása.



## **5. SZERVES MIKROSZENNYEZŐK KOCKÁZATBECSLÉSE A PARTI SZŰRÉSEN ALAPULÓ IVÓVÍZELLÁTÁSBAN**

A kockázatbecslés, kockázatkezelés legelőször a polgári és katonai légiközlekedésben, az űrtechnológia területén, valamint a nukleáris iparban jelent meg, hiszen ezek olyan területek, ahol a baleset kialakulásának kockázata viszonylag magas, a következmények pedig súlyosak lehetnek. A kockázatbecslés mára igen jól alkalmazható módszerre fejlődött a veszélyek, kockázatok felmérésére, ragsorolására és kezelésére. Napjainkban a kockázatbecslés sokféle módszere ismert és alkalmazott, a különböző megközelítések és folyamatok jellemzően az egyes szakterületekhez igazodva terjedtek el. Dolgozatomban a szerves mikroszennyezők Budapest város ivóvízellátására gyakorolt kockázatát mérem fel és számszerűsítom. Ehhez azonban szükséges a megfelelő módszer kiválasztása, ezért sorra veszem azokat a stratégiákat, amelyek ökológiai kockázatbecslés esetében jól alkalmazhatók.

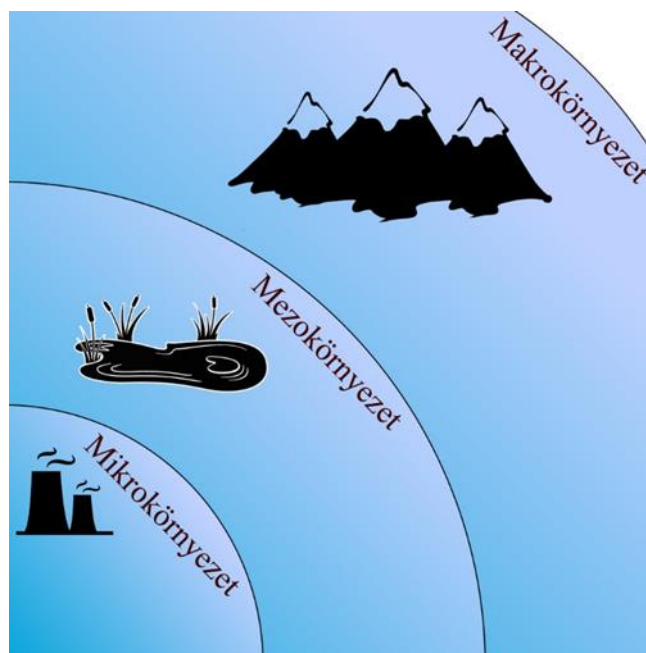
### **5.1. Szerves mikroszennyezők ökológiai kockázatbecslésének módszerei**

Egy szennyezőanyag vagy egy szennyezőforrás ökológiai kockázatbecsléséhez többféle módszer is alkalmazható, de mindegyik esetében az első lépés a kockázatbecslés térbeli határainak és időbeli irányának pontos meghatározása.

A kockázatértékelés térbeli határait kijelölve meghatározhatunk mikro-, mezo-, valamint makrokörnyezetet. A mikrokörnyezet leginkább egy adott jól meghatározható szennyezőanyag-emisszió közvetlen környezetét jelenti, ahol a kockázatbecslés a szennyezőforrás vagy a szennyezéssel járó tevékenység közvetlen hatásának meghatározására irányul. Általában egy vagy kevés számú stresszort<sup>9</sup> vizsgál. A mezo-, és makrokörnyezet már lényegesen nagyobb területet – például egy települést, egy folyó vízgyűjtőjét, vagy egy vízi ökoszisztémát – vizsgál, ahol mind az emissziók, mind pedig a stresszorok száma lényegesen több lehet. A 23. ábra a kockázatok térbeli szintjeit mutatja be.

---

<sup>9</sup> Stresszor: egy – esetünkben ökológiai – rendszer egyensúlyát, biztonságát veszélyeztető belső vagy külső tényező.



23. ábra: A kockázatok térbeli szintjei (a szerző munkája)

A kockázatbecslés időbeli irányait tekintve kétféle módszert alkalmazhatunk.

A *prediktív*, vagy más szóval megelőző kockázatbecslés egy meghatározott stresszor jövőbeni hatását határozza meg egy adott környezeti elemre, vagy ökológiai rendszerre. Leggyakrabban egy potenciálisan toxikus anyag egy, vagy több környezeti elemre gyakorolt várható hatását jelzi előre. A vélelmezhetően ártalmas anyag lehet egykomponensű, de lehet olyan keverék is, amely több toxikus elemet is tartalmazhat. Prediktív kockázatbecslést manapság tulajdonképpen rutinszerűen végeznek új vegyszerek, gyógyszerek, vagy növényvédő szerek forgalomba hozatalát megelőzően. Ugyanígy prediktív kockázatbecslés előzi meg például genetikailag módosított organizmusok (GMO-termékek) forgalomba hozatalát is.

A *retrospektív kockázatbecslés* a már szennyezett környezet vizsgálatából, a szennyezőanyag, vagy anyagok koncentrációjának méréséből indul ki. A retrospektív kockázatbecslés jelentősége igen nagy, hiszen a prediktív kockázatbecslés nem alkalmazható egy, már régebben fennálló károsodás negatív hatásának felmérésére. A retrospektív kockázatbecslés általában az expozíciót és a mérhető hatást veszi alapul [115].

Szerves mikroszennyezők esetében ezidáig főleg ökológiai kockázatbecslések készültek. A következő fejezetekben néhány olyan módszert mutatok be, amelyek egyes elemeit később a saját számításaimban is felhasználók.

### 5.1.1. Kockázati tényező meghatározása

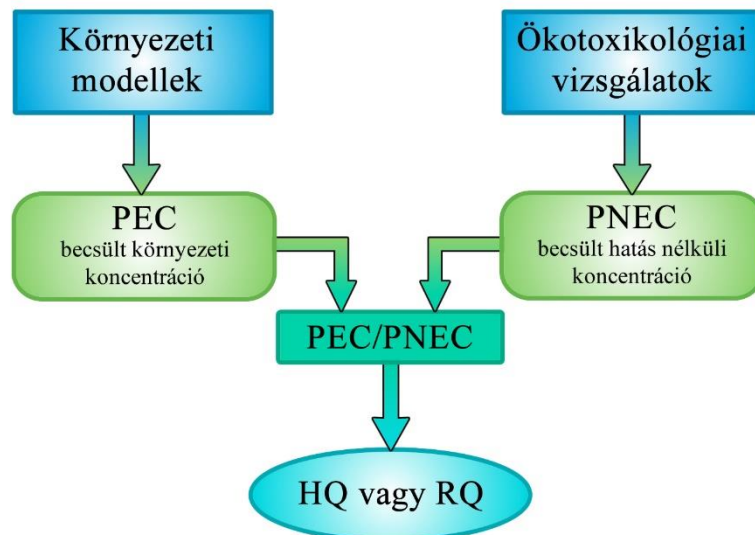
Hasonlóan más szennyezőkhöz, szerves mikroszennyezők esetében is jellemezhető a kockázat mértéke a kockázati tényező (RQ vagy HQ)<sup>10</sup> meghatározásával. Ezzel egy dimenzió nélküli értéket kapunk, amely egy szennyezőanyag mért vagy becsült környezeti koncentrációjának és a megengedhető maximális koncentráció hányadosából számolható. Ez utóbbi egy becsült vagy számított érték, amely még negatív hatást nem fejt ki az adott környezetben. Környezetre, illetve egy ökoszisztémára ez az alábbiak szerint alakul:

$$RQ = \frac{PEC}{PNEC}$$

A kockázati tényező tehát a becsült környezeti szennyezőanyag koncentráció (PEC – Predicted Environmental Concentration) és az ökoszisztémára hatás nélküli becsült koncentráció (PNEC – Predicted No Effect Concentration) hányadosából adódik. Amennyiben mért adatok is rendelkezésre állnak, úgy a PEC helyettesíthető a MEC (Measured Environmental Concentration) azaz a mért környezeti koncentráció értékével. Az RQ értéke egyenes arányosságban áll a kockázattal, azaz minél nagyobb értéket kapunk annál nagyobb a kockázat, amit a vizsgált szerves mikroszennyező jelent a környezetre. Amennyiben az RQ értéke kisebb, mint 1, nincs szükség beavatkozásra, hiszen ebben az esetben a mért koncentráció kisebb a káros hatást kifejtő koncentrációnál. Ha a kockázati tényező nagyobb, mint 1, akkor mindenképpen kockázatcsökkentő intézkedések szükségesek. Az RQ meghatározásának folyamata a 24. ábrán látható.

---

<sup>10</sup> RQ = Risk Quotient, HQ – Hazard Quotient



24. ábra: A PEC/PNEC és a HQ/RQ összefüggései (a szerző munkája Hsia, I.C.C. et al., 2018., alapján [116])

Az RQ/HQ számításának gyakorlati alkalmazására számos példát találni szerves mikroszennyezők ökológiai kockázatának meghatározására. A jelenleg Európában érvényes szabályozás szerint ezt minden új gyógyszer hatóanyag bevezetése előtt el kell végezni. Az elfogyasztott gyógyszerek hatóanyagai elsősorban vizelettel és széklettel ürülnek változatlanul, vagy pedig metabolitok formájában. Éppen ezért a különféle gyógyszermaradványok egyik legjelentősebb emissziója a kommunális szennyvizek kibocsátása. A kórházak és egészségügyi intézmények szennyvizében e vegyületek koncentrációja különösen magas lehet. E szennyvizek általában előkezelés nélkül kerülnek a kommunális szennyvízhálózatba [117]. A szennyvíztisztító létesítmények ma már jellemzően több fokozattal üzemelnek, ami általában magában foglal biológiai szervesanyag-eltávolítást is. Ez hatásos lehet a szerves mikroszennyezők koncentrációjának csökkentésében, de teljes eltávolításukra nem alkalmas. A befogadó vízfolyásokban az átlagos és alacsony eltávolítási hatásfokú vegyületek jellemzően gyakrabban és nagyobb koncentrációban fordulnak elő. Annak ellenére, hogy a gyulladáscsökkentők és egyes fájdalomcsillapító gyógyszerek eltávolítási hatásfoka jónak mondható, e vegyületek szintén mindenütt, egyes esetekben jelentős koncentrációban mérhetők a felszíni víztestekben. Ennek oka az, hogy bár a tisztítás során mennyiségük egy része eltávolítható, a nyers szennyvízben igen magas a koncentrációjuk, így a tisztított szennyvízben maradó mennyiség továbbra is jelentős.

Egy Spanyolországban végzett kutatásban 7 szennyvíztisztító telep nyers és tisztított szennyvizében, valamint a befogadó Ebro folyó vizében vizsgálták összesen 78féle gyógyszermaradvány jelenlétét [118]. A folyó vizében kimutatható gyógyszermaradványok széles spektruma is egyértelműen igazolta a feltételezést, hogy a gyógyszermaradványok fő forrásai a szennyvízkibocsátások. A kutatók megállapították, hogy a kommunális szennyvizek tisztítására üzemeltetett technológiákkal csak a gyógyszermaradványok kisebb hányadát sikerült eltávolítani a szennyvízből. A kutatásban retrospektív kockázatbecslést végeztek, azaz a mért környezeti koncentráció (MEC) értéket használták a gyógyszermaradványok jelentette kockázatok értékeléséhez. Az Ebro folyóban az egyes gyógyszermaradványok koncentrációi jellemzően 10 és 100 ng/l között változtak, míg a tisztított szennyvízben általában egy nagyságrenddel nagyobb értékek voltak mérhetők, egyes esetekben elérve a µg/l értékeket is.

Meglehetősen nehéz annak meghatározása, hogy a különböző célszervezetekben az egyes szennyezőanyagok milyen hatást váltanak ki. A becsült hatás nélküli koncentráció (PNEC) meghatározása elsősorban biológiai tesztekkel (általában alga, ágascsápú rák és hal teszt) történik. A PNEC-értékek kapcsán szakirodalmi adatokra támaszkodhatunk. Fenti kutatásban a kockázati tényező meghatározását elvégezték halakra, *Daphnia magna*-ra és algára egyaránt, mind az elfolyó szennyvíz, mind pedig az Ebro folyó vizének esetében.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a vizsgált szervezetek érzékenységét tekintve az algák bizonyultak a legérzékenyebbeknek, őket a *Daphnia*-k, majd a halak követték. Egyes vegyületek esetében a *Daphnia* érzékenyebbnek bizonyult, mint az alga. A számított RQ értékek alapján a vizsgált felszíni víztestben a gyógyszermaradványok jelenléte nem okozott jelentős kockázatot. Az esetek többségében a kockázati tényező értéke nem érte el a kritikus 1-es értéket. Egynél nagyobb RQ értékek a *Daphnia* esetében a klofibrinsavhoz, a fluoxetinhez és az eritromicinhez tartoztak, algák esetében pedig a szulfametoxazol jelentett jelentősebb toxicitási kockázatot.

Mindezek alapján arra a következtetésre juthatunk, hogy a befogadó jelentős hígító hatása csökkenti a gyógyszermaradványok lehetséges ökológiai kockázatát. Fontos azonban leszögezni, hogy a szakirodalomban elsősorban akut toxicitásra vonatkozó

PNEC-adatokat találunk, krónikus hatással kapcsolatosan nem rendelkezünk megfelelő adatbázissal.

### 5.1.2. Pontozás és rangsorolás alapú kockázatbecslés

A pontozás és rangsorolás módszerén alapuló kockázatbecslés egyaránt alkalmazható a szerves mikroszennyezők ökológiai, vagy humán egészségügyi kockázatának számszerűsítésére. Ezt a módszert egy hazai kutatás példáján mutatom be [119].

A kutatásban összesen 58 szerves mikroszennyezőt vizsgáltak, a kiválasztásuknál figyelembe véve azok jellemző előfordulását a Duna folyóban és a tisztított szennyvízben, de fontos szempont volt a termelt és felhasznált mennyiség is. A vizsgált szerves mikroszennyezők között gyógyszerek és testápolási termékek (PPCPs), rovarirtók, ipari nanoanyagok, felületaktív anyagok valamint égésgátlók szerepeltek.

A vizsgált szerves mikroszennyezők kockázatának rangsorolásához egy olyan prioritási rendszert dolgoztak ki, amely különböző paramétereket vett figyelembe, mint az adott vegyület éves termelt és felhasznált mennyisége, biológiai bonthatósága,  $K_{ow}$ -értéke, valamint a környezetre és az emberi egészségre gyakorolt hatásai. Mindegyik paraméter esetében többféle pontérték került megállapításra (XVIII. táblázat)

XVIII. táblázat: Példák a rangsorolás alapú kockázatbecslés vizsgálati szempontjaira (Molnár M. et al., 2010. alapján [119])

| Paraméterek                                         | Kategóriák                     | Pontérték |
|-----------------------------------------------------|--------------------------------|-----------|
| <b>Előállítás (felhasználás)</b>                    | < 1 kg/év                      | 0         |
|                                                     | 1-100 kg/év                    | 1         |
|                                                     | 100-1 000 kg/év                | 3         |
|                                                     | 1-10 t/év                      | 5         |
|                                                     | > 10 t                         | 10        |
| <b><math>K_{ow}</math> (oktanol-víz együttható)</b> | 100 000-1 000 000              | 0         |
|                                                     | 10 000-100 000                 | 1         |
|                                                     | 1 000-10 000                   | 2         |
|                                                     | 100-1 000                      | 3         |
|                                                     | 10-100                         | 5         |
|                                                     | < 10                           | 10        |
| <b>Biodegradálhatóság</b>                           | könnyű: $t_{1/2}$ : 0-2 nap    | 0         |
|                                                     | mérsékelt: $t_{1/2}$ : 2-7 nap | 1         |
|                                                     | $t_{1/2}$ : 1 hét - 1 hónap    | 2         |
|                                                     | $t_{1/2}$ : 1 hónap – 1 év     | 3         |
|                                                     | perzisztens: $t_{1/2}$ > 1 év  | 5         |
| <b>Endokrin rendszert károsító hatás</b>            | nincs                          | 0         |
|                                                     | lehetséges                     | 3         |

| Paraméterek                                                                          | Kategóriák  | Pontérték |
|--------------------------------------------------------------------------------------|-------------|-----------|
|                                                                                      | van         | 5         |
| <b>Mutagenitás</b>                                                                   | nincs       | 0         |
|                                                                                      | lehetséges  | 3         |
|                                                                                      | van         | 5         |
| <b>Karcinogenitás</b>                                                                | nincs       | 0         |
|                                                                                      | lehetséges  | 3         |
|                                                                                      | van         | 5         |
| <b>Reprodukciót befolyásoló hatás</b>                                                | nincs       | 0         |
|                                                                                      | lehetséges  | 3         |
|                                                                                      | van         | 5         |
| <b>Legalacsonyabb akut toxicitás (EC<sub>50</sub>, LC<sub>50</sub>)<sup>11</sup></b> | >100 mg/l   | 0         |
|                                                                                      | 10-100 mg/l | 2         |
|                                                                                      | 1-10 mg/l   | 3         |
|                                                                                      | <1 mg/l     | 5         |
| <b>Legalacsonyabb krónikus (öko)toxicitás NOEC/LOEC<sup>12</sup></b>                 | >100 mg/l   | 0         |
|                                                                                      | 10-100 mg/l | 2         |
|                                                                                      | 1-10 mg/l   | 3         |
|                                                                                      | <1 mg/l     | 5         |

Az egyes szerves mikroszennyezők minden paraméter szempontjából értékelésre kerültek, majd az összegzett eredmények alapján felállítható volt egy prioritási lista. (14. táblázat). Az eredmények alapján a lista első 3 helyén a nikotin, a biszfenol-A és a szulfametoxazol került. Ezek a szennyezőanyagok a vizsgálatok alapján gyakran fordulnak elő a vízi környezetben, és a környezetre, valamint az emberi egészségre egyaránt kockázatot jelentenek. Összességében megállapítható, hogy a módszer eredményei összevethetők más kutatási eredmények és más kockázatbecslő módszerek következtetéseivel. A kockázati összesített pontérték alapján felállított rangsor első 10 elemét a XIX. táblázatban foglaltam össze.

<sup>11</sup> EC<sub>50</sub>: a koncentráció-érték, amely hatást vált ki a teszt-organizmusok 50%-án

LC<sub>50</sub>: a koncentráció-érték, amely halálos a teszt-organizmusok 50%-ára

<sup>12</sup> NOEC: a koncentráció-érték amelynél hatás nem figyelhető meg

LOEC: a legalacsonyabb koncentráció-érték amelynél hatás figyelhető meg



**XIX. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők összesített kockázati tényezőn alapuló rangsorolása (Molnár M. et al., 2010. alapján [119])**

| Kockázati sorrend | Vegyület neve             | Vegyület CAS-száma | Kockázati összesített pontérték |
|-------------------|---------------------------|--------------------|---------------------------------|
| 1                 | Nikotin                   | 1954.11.05         | 57                              |
| 2                 | Biszfénol-A               | 1980.05.07         | 57                              |
| 3                 | Szulfametaxozol           | 723-46-6           | 55                              |
| 4                 | Metamizol (nátrium só)    | 68-89-3            | 53                              |
| 5                 | Diuron                    | 330-54-1           | 52                              |
| 6                 | Nonilfenol                | 25152-54-3         | 51                              |
| 7                 | Uretán/etil-karbamát      | 51-79-6            | 51                              |
| 8                 | Karbamazepin              | 298-46-4           | 51                              |
| 9                 | Doxorubicin               | 23214-92-8         | 50                              |
| 10                | Bisz-tributil-ón(IV)-oxid | 56-35-9            | 50                              |

### 5.1.3. SAR és QSAR modellek

A szerkezet-aktivitási összefüggés (Structure-Activity Relationship, SAR) és a mennyiségi szerkezet-aktivitási összefüggés (Quantitative Structure-Activity Relationship, QSAR) matematikai modellek. Ezeket egy vegyület fizikai, kémiai, biológiai, vagy éppen ökotoxikológiai hatásának meghatározására használják. A modellek a vizsgált vegyület kémiai szerkezetének és tulajdonságainak felhasználásával dolgoznak [120].

A QSAR lényegében matematikai kapcsolatot ír le a molekulák szerkezeti jellemzői és valamilyen aktivitási tulajdonságuk között, mint a gyógyhatás vagy a toxicitás. A mennyiségi függvénykapcsolat segítségével meghatározható, hogy milyen szerkezeti tulajdonságok felelősek egy-egy aktivitás meglétéért vagy hiányáért. A modell alkalmazásával költséges kísérletek nélkül lehetséges vegyületek különböző hatásainak számszerű előrejelzése. A modell segítségével a molekulák kategorizálhatók, osztályozhatók és megállapítható ökotoxikológiai, vagy humán egészségügyi hatásuk [121].

A QSAR modell segítségével szervesanyag keverékek mikroorganizmusokra kifejtett toxikus hatását lehet modellezni. Korábbi kutatások eredményei alapján egy 6-8-10 komponensű keverék egyes komponensei egyedi IC<sub>50</sub><sup>13</sup> koncentrációinak 5%-a akár 50%-os gátlást is előidézhethet az ökotoxikológiai vizsgálati rendszerben.

<sup>13</sup> IC<sub>50</sub>: 50% inhibitory concentration, azaz 50%-os gátló hatást okozó koncentráció



#### 5.1.4. Az ECOSAR-modell

Az ökológiai szerkezet-aktivitási összefüggés modell (ECOSAR) egy gyakran alkalmazott QSAR eszköz, amelyet az EPA fejlesztett ki az USA-ban a vegyi anyagok rövid távú és krónikus toxicitásának előrejelzésére. Az ECOSAR modell elsősorban vízi szervezetekre, például vízinövényekre, gerinctelen vízi állatokra és halakra alkalmazható. A digitális felületen futó, online elérhető program főbb jellemzői a következők:

- A hasonló szerkezetű vegyi anyagok csoportosítása a rendelkezésre álló, kísérletileg már igazolt hatásdózis értékek felhasználásával.
- Az új, még nem tesztelt vegyületek toxicitásának meghatározása az adatbázisban szereplő anyagok fizikai és kémiai tulajdonságai alapján.
- Az új, korábban még nem vizsgált vegyi anyagok reprezentatív osztályának meghatározása.
- Az adatbázis folyamatos karbantartása, frissítése az elérhető adatsorok, elfogadott kutatások és tanulmányok alapján.

Az ECOSAR szoftver online formában ingyenesen elérhető és használható bárki számára [122].

#### 5.2. Szerves mikroszennyezők kockázatbecslése Budapest ivóvízellátásban

A korábbi fejezetekben bemutattam, hogy a szerves mikroszennyezők változó mennyiségben vannak jelen a hazai felszíni vizekben, de jellemzően ng/l koncentrációban és nem jellemző, hogy elérik a µg/l koncentrációt. Kutatási eredmények alátámasztották, hogy a szerves mikroszennyezők a felszíni vizekből bejuthatnak az ivóvízbázisokba [16]. Mivel a hazánkban széles körben alkalmazott ivóvízkezelő technológiák nem, vagy csak alacsony hatásfokkal alkalmasak a szennyezők visszatartására, feltételezhető, hogy megjelennek az ivóvízelosztó hálózatokban és az ivóvízzel eljuthatnak a fogyasztókhoz is.

Ebben a fejezetben a budapesti parti szűrésű vízbázisok termelőkútjainak szerves mikroszennyezőkre vonatkozó publikált adatsorait elemzem. Ehhez két különböző kutatás adatsorait használom fel. Az adatokból kiszámolom az egyes szerves mikroszennyezők RQ értékét, a kapott eredményeket értelmezem és összehasonlítom egyéb hasonló kutatás eredményeivel. Végül pedig azon vegyületek esetében, ahol a

parti szűrés hatásfokára vonatkozó adatok is rendelkezésre állnak, ezeket is összevettem a kapott RQ értékekkel.

Hasonló kutatások zajlottak már Magyarországon is, de az adatsorok összegzéséből részletes kockázatelemzés ezidáig nem született. Kondor és munkatársai gyógyszermaradványok jelenlétét vizsgálták a budapesti ivóvízhálózat mintavételi pontjain és jellemzően alacsony koncentrációt állapítottak meg [16]. Azt is megállapították, hogy a kutak nyersvizéhez képest a hálózati vízben mért koncentráció minden vizsgált gyógyszermaradvány esetében alacsonyabb volt. Erre a jelenségre azonban ezidáig nem sikerült megfelelően alátámasztott magyarázatot találni, ezért én kutatásomban a „worst case scenario” azaz a legrosszabb forgatókönyv elvét alapul véve a kutak nyersvizében mért legmagasabb értékeket vettem alapul.

Kiemelten fontosnak tartom a szerves mikroszennyezők és az ivóvízellátás lehetséges kapcsolatainak és kockázatainak vizsgálatát. Ebből a szempontból a különböző típusú vízbázisok eltérő kockázatot jelentenek. Felszíni vízbázisok esetén az ivóvízkezelő technológiára érkező nyersvízben mérhető szennyezőanyag-koncentráció megegyezik a felszíni víztestben mérhetővel, hiszen itt nem játszanak szerepet a koncentráció csökkenésére irányuló természetes folyamatok. Parti szűrés esetében a mederfalban lezajló fizikai, biológiai és kémiai folyamatok változó mértékű redukciót jelentenek a szerves mikroszennyezők esetében. A redukció mértékét számszerűsíteni meglehetősen körülményes feladat, hiszen a tapasztalatok az mutatják, hogy a különböző szerves mikroszennyezők különbözőképpen viselkednek a parti szűrés folyamatában, koncentrációjuk változásában pedig nagyságrendi eltérés is adódhat.

Jóllehet számos tanulmány létezik a szerves mikroszennyezők jelentős csoportját alkotó gyógyszermaradványok ivóvízben való jelenlétével kapcsolatban, az ivóvízellátó rendszerek szisztematikus monitorozási programja ezidáig nem zajlott le. Ezen túlmenően viszonylag kevés tudományos kockázatértékelő tanulmány készült az ivóvízben alacsony koncentrációban észlelt gyógyszerek expozíciójáról. Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) „Gyógyszerkészítmények az ivóvízben” című jelentésében az ivóvízben lévő gyógyszermaradványok emberi egészségre gyakorolt kockázatainak meghatározására fókuszált. Az Amerikai Egyesült Államokban, az Egyesült Királyságban és Ausztráliában három, az emberi egészségre vonatkozó kockázatbecslést végeztek, és az eredmények alapján a WHO kutatói arra a következtetésre jutottak, hogy az ivóvízben alacsony koncentrációban található

gyógyszermaradványok emberi egészségre gyakorolt negatív hatása egyáltalán nem jelentős, illetve bármilyen káros hatás valószínűsége minimális [76].

Korábbi fejezetekben bemutattam, hogy köszönhetően a közelmúltban zajlott kutatásoknak, ma már a budapesti vízbázisok tekintetében is rendelkezünk szerves mikroszennyezőkre vonatkozó publikált adatsorokkal. Ezen adatsorokat felhasználva megállapítható a fogyasztókra gyakorolt kockázat. A kockázat becsléséhez azonban szükség van egy jól alkalmazható módszer, egy képlet kidolgozására. Ehhez a korábban már bemutatott, környezeti kockázatbecslésnél is alkalmazott kockázati tényező képletéből indultam ki.

#### **5.2.1. Kockázati tényező meghatározása egyes szerves mikroszennyezők esetében**

A kockázati tényező meghatározása eltérően történik környezeti és emberi egészségre gyakorolt hatás kockázatbecslésénél. Környezeti kockázatbecslés esetén a mért koncentrációérték mellett a másik kiindulási adat a PNEC, amely meghatározása elsősorban biológiai tesztekkel történik. A humán egészségügyi kockázatelemzés során is kockázati tényező (RQ) számítása történik, az egyenlet azonban a környezeti kockázatelemzésnél használt változattól eltérően épül fel [123].

$$RQ = \frac{C_s}{DWEL}$$

A  $C_s$  értéke a mintákban mért koncentrációval egyezik meg, a nevező  $DWEL$ <sup>14</sup> értéke pedig az úgynevezett ivóvíz-egyenérték, amely többféle paraméterből számítható, és a feltételezhető egészségügyi hatást hivatott reprezentálni. Az egészségügyi hatás korcsoportonként eltérő lehet, ezért a  $DWEL$  meghatározásához egy nemzetközi adatbázist, az EPA által publikált útmutatót vettem alapul [124]. A  $DWEL$  olyan tényezőket vesz figyelembe, mint az elfogadható, vagy tolerálható napi bevitel, az adott életkorra jellemző testtömeg, a felszívódás mértéke, valamint a feltételezett egészségügyi hatás [125]. A  $DWEL$  számítására több hasonló módszer is létezik, de mindegyik az  $ADI$ <sup>15</sup>, más forrásokban  $TDI$ <sup>16</sup>, azaz az elfogadható, illetve tolerálható napi bevitel értékével számol az alábbi képlet szerint.

---

<sup>14</sup> Drinking Water Equivalent Level.

<sup>15</sup> ADI: Acceptable Daily Intake

<sup>16</sup> TDI: Tolerable Daily Intake

$$DWEL = \frac{ADI \times 70kg}{2,4 l}$$

Ezzel adott testsúlyra és az elfogyasztott ivóvíz mennyiségére vonatkozóan meghatározható az a koncentráció, amely hosszú távon sem okoz károsodást a fogyasztó egészségében.

A kockázati tényező fent ismertetett képletének egy hasonló változatát alkalmazták egy kifejezetten ivóvízhálózaton megvalósított kutatásban [126]. A kockázati tényező számításánál a korábban már bemutatott képletet használták, de a DWEL, azaz az ivóvíz-egyenérték számítása némileg eltérően történt.

$$RQ_{MAX/MEAN} = \frac{C_{MAX/MEAN}}{DWEL}$$

$$DWEL = \frac{ADI \times BW}{DWI \times AB \times FOE}$$

Ahol ADI<sup>17</sup> az egyes gyógyszermaradványok tolerálható napi bevitele, BW<sup>18</sup> az átlagos testsúly, DWI<sup>19</sup> a napi csapvíz-fogyasztás, AB<sup>20</sup> az gasztrointesztinális (emésztőszervrendszeri) felszívódás sebességének együtthatója, A FOE<sup>21</sup> értéke pedig az expozíció gyakoriságát számszerűsíti. Korábban ugyanezt a képletet sikerrel alkalmazták Thomaidi és munkatársai is amikor az ivóvízben található perfluorozott és polifluorozott alkil-vegyületek (PFAS<sup>22</sup>) humán-egészségügyi kockázatait vizsgálták [127].

A fenti képletek segítségével nagy pontossággal meghatározható egy-egy gyógyszer hatóanyag, vagy egyéb szerves mikroszennyező kockázata, ha az megjelenik a fogyasztónál. Az egyes vegyületek kockázati tényezője között több nagyságrendi különbség is lehet. A biztonságos ivóvízellátás alapvető célja, hogy az emberi egészségre kockázatot jelentő szennyezőanyagok ne juthassanak el a fogyasztókhoz. Így e szennyezőanyagok előfordulásának és mennyiségének nyomon követése,

---

<sup>17</sup> ADI: acceptable daily intake

<sup>18</sup> BW: (average) body weight

<sup>19</sup> DWI: daily tap water intake

<sup>20</sup> AB: gastrointestinal absorption rate

<sup>21</sup> FOE: frequency of exposure

<sup>22</sup> PFAS: polyfluorinated alkyl substances

monitorozása már a parti szűrésű vízbázis határán, azaz a felszíni víztestben is fontos. Az egyes szerves mikroszennyezők között azonban a jellemző koncentráció-értékek mellett további különbséget tehetünk, ez pedig a parti szűrés folyamatában tapasztalható viselkedésük. Azaz, ha egy vegyület nagyobb kockázatot jelent az emberi egészségre, de a parti szűrés folyamatában nagy hatékonysággal csökkenthető a koncentrációja, az összesített kockázata kisebb lehet. Természetesen ez fordítva is igaz, egy alacsonyabb kockázatú vegyület komolyabb figyelmet igényel, ha a parti szűrés nem, vagy csak alacsony hatásfokkal képes eltávolítani. Az, hogy egy adott vegyület koncentrációja milyen mértékben csökken a parti szűrés folyamatában lényegében a perzisztenciájával hozható összefüggésbe. Azaz esetünkben tulajdonképpen nem lényeges, hogy a koncentráció-csökkenés a mederfalon lezajló biodegradáció, a szivárgás során végbemenő redox reakciók, vagy az adszorpció hatására következik be. Fenti folyamatok egyértelműen determinálják, hogy a kiindulási koncentrációt és a szivárgási úthosszt figyelembe véve egy adott vegyület mekkora koncentrációban jelenik meg a kútban. E folyamatokkal szembeni ellenállóság a perzisztencia, amely számítással, de empirikus úton is meghatározható. A kutatásomhoz rendelkezésre álltak a Duna vizéből származó adatsorok mellett a budapesti parti szűrésű kutak adatsorai is. Ezért a parti szűrés hatékonyságára vonatkozó tapasztalatokat és adatokat az RQ értékének számításakor nem vettem figyelembe, hiszen a felhasznált adatokban már a parti szűrt víz értékei szerepeltek. A végső értékelésnél azonban a parti szűrés hatásfokára vonatkozó adatokat is összevettem a kapott RQ értékekkel.

A budapesti parti szűrésű vízbázis termelőkútjaiból származó szerves mikroszennyezőkre vonatkozó adatokat a XX. táblázatban gyűjtöttem össze.

**XX. táblázat: Szerves mikroszennyezők mért maximális koncentrációja a Szentendrei-sziget, a Csepel-sziget és a budapesti szakasz parti szűrészű kútjaiban (Nagy-Kovács et. al. [15] és Kondor et. al. [16] alapján)**

| Szerves mikroszennyező | Parti szűrt víz,<br>Szentendrei-<br>sziget [ng/l] | Parti szűrt víz,<br>Csepel-sziget<br>[ng/l] | Parti szűrt víz,<br>Budapest<br>I.,II.,III. <sup>23</sup><br>[ng/l] | C <sub>max</sub> [ng/l] |
|------------------------|---------------------------------------------------|---------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|-------------------------|
| benzotriazol           | 92                                                | 200                                         | -                                                                   | <b>200</b>              |
| biszfenol-A            | 98                                                | 2381 (105)                                  | -                                                                   | <b>105</b>              |
| bupropion              | -                                                 | -                                           | 2,39                                                                | <b>2,39</b>             |
| toliltriazol           | 73                                                | 118                                         | -                                                                   | <b>118</b>              |
| karbamazepin           | 24                                                | 43                                          | 176                                                                 | <b>176</b>              |
| koffein                | -                                                 | -                                           | 22,07                                                               | <b>22,07</b>            |
| kvetiapin              | -                                                 | -                                           | 6,05                                                                | <b>6,05</b>             |
| cefepim                | 301                                               | 546                                         | -                                                                   | <b>546</b>              |
| diklofenák             | 144                                               | 231                                         | 1,55                                                                | <b>231</b>              |
| lamotrigin             | -                                                 | -                                           | 849                                                                 | <b>849</b>              |
| lidokain               | -                                                 | -                                           | 6,1                                                                 | <b>6,1</b>              |
| mirtazapin             | -                                                 | -                                           | 3,84                                                                | <b>3,84</b>             |
| metoklopramid          | -                                                 | -                                           | 1,79                                                                | <b>1,79</b>             |
| riszperidon            | -                                                 | -                                           | 5,55                                                                | <b>5,55</b>             |
| tramadol               | -                                                 | -                                           | 26,72                                                               | <b>26,72</b>            |
| verapamil              | -                                                 | -                                           | 4,78                                                                | <b>4,78</b>             |
| szulfametoxazol        | 18                                                | 16                                          | -                                                                   | <b>18</b>               |
| metolaktór-ESA         | 70                                                | 83                                          | -                                                                   | <b>83</b>               |
| metolaktór-OA          | 88                                                | 26                                          | -                                                                   | <b>88</b>               |
| metazaktór-ESA         | 273                                               | 686                                         | -                                                                   | <b>686</b>              |
| aceszulfám             | 134                                               | 258                                         | -                                                                   | <b>258</b>              |

Az adatokat összesítve a legrosszabb forgatókönyv elvét követve kiválasztottam a legnagyobb mért koncentrációkat és a továbbiakban ezekkel számoltam. Nem vettem figyelembe az 1 ng/l-nél kisebb koncentrációban előforduló vegyületeket, mert a szakirodalmi adatok alapján ezek kockázata biztosan elhanyagolható. Fontosnak tartom megjegyezni, hogy egyik adatsor sem egy-egy mérésből született, Nagy-Kovács és munkatársai összesen 6, Kondor és munkatársai összesen 107 mintavételt végeztek. Azonban ahhoz, hogy átfogó képet kapjunk a szerves mikroszennyezők jelenlétéről és koncentrációjának változásáról egy hosszabb, több éven át tartó mintavételi kampány lenne szükséges.

<sup>23</sup> Kondor és munkatársai a Szentendrei-szigeten, Budapest bevárosi szakaszán és a Csepel-szigeten vizsgálták a parti szűrészű kutak vízminőségét.



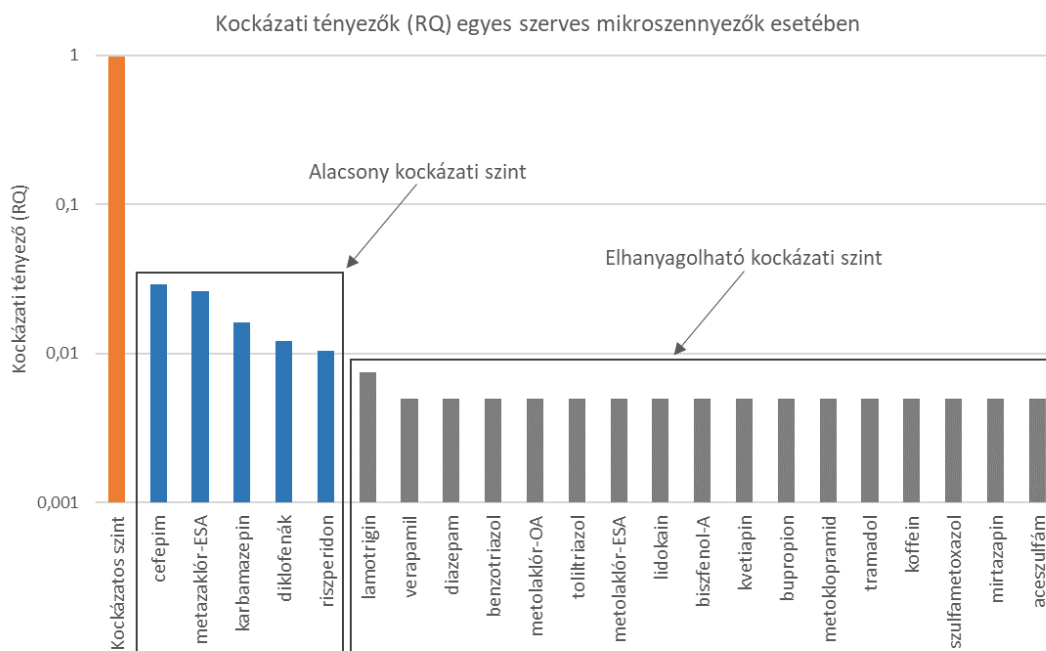
Az elfogadható napi bevitel (ADI/TDI) értékeit az elérhető szakirodalmi adatsorokból gyűjtöttem össze. Az adatokat felhasználva a korábban bemutatott képlet alkalmazásával számoltam ki az ivóvíz egyenértékeket (DWEL) az egyes szerves mikroszennyezőkre. A képletben az átlagos testsúlyt (BW) 75 kg-ban határoztam meg, a napi ivóvízbevitel (DWI) esetében 2 literrel számoltam, a gyomor-bélrendszeri felszívódási arány (AB) 1 és az expozíció gyakorisági együttható (FOE) szintén 1 volt a számításaim során. A kapott DWEL-értékeket felhasználva a korábban bemutatott képletet alkalmazva meghatároztam a felnőttekre vonatkozó kockázati tényezők (RQ<sub>f</sub>) értékeit. A kapott eredményeket értelmezve megállapítható, hogy a kockázati tényező egyetlen esetben sem érte el a kritikusnak számító RQ=1 értéket. Azokban az esetekben, ahol a kockázati tényező értéke két nagyságrenddel kisebb volt, mint a kritikusnak számító 1 érték, a kockázat mértékét „*alacsony*nak” minősítettem. Azon vegyületek esetében pedig, ahol a kockázati tényező három vagy több nagyságrenddel kisebb mint 1, „*elhanyagolható*” minősítést kapott. A számításaimhoz kapcsolódó adatokat és eredményeket a XXI. táblázatban foglaltam össze.

**XXI. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők ADI és DWEL értékei, valamint számított kockázati tényezői (a szerző munkája).**

| Szerves mikroszennyező | ADI [ng*kg/nap]            | DWEL [ng/l]          | C <sub>max</sub> [ng/l] | max RQ <sub>f</sub>         | Kockázat mértéke |
|------------------------|----------------------------|----------------------|-------------------------|-----------------------------|------------------|
| benzotriazol           | 6,70×10 <sup>3</sup> [76]  | 2,51×10 <sup>5</sup> | 200,00                  | 7,97×10 <sup>-4</sup>       | elhanyagolható   |
| biszfenol-A            | 7,00×10 <sup>4</sup> [76]  | 2,45×10 <sup>6</sup> | 105,00                  | 4,29×10 <sup>-5</sup>       | elhanyagolható   |
| bupropion              | 5,79×10 <sup>4</sup> [128] | 2,17×10 <sup>6</sup> | 2,39                    | 1,10×10 <sup>-6</sup>       | elhanyagolható   |
| toliltriazol           | 6,70×10 <sup>3</sup> [76]  | 2,35×10 <sup>5</sup> | 118,00                  | 5,02×10 <sup>-4</sup>       | elhanyagolható   |
| <b>karbamazepin</b>    | 2,90×10 <sup>2</sup> [126] | 1,09×10 <sup>4</sup> | <b>176,00</b>           | <b>1,61×10<sup>-2</sup></b> | <b>alacsony</b>  |
| koffein                | 1,52×10 <sup>5</sup> [126] | 5,70×10 <sup>6</sup> | 22,07                   | 3,86×10 <sup>-6</sup>       | elhanyagolható   |
| kvetiapin              | 1,00×10 <sup>3</sup> [132] | 3,75×10 <sup>5</sup> | 6,05                    | 1,61×10 <sup>-5</sup>       | elhanyagolható   |
| <b>cefepim</b>         | 5,00×10 <sup>2</sup> [129] | 1,88×10 <sup>4</sup> | <b>546,00</b>           | <b>2,90×10<sup>-2</sup></b> | <b>alacsony</b>  |
| diazepam               | 5,79×10 <sup>0</sup> [126] | 2,17×10 <sup>2</sup> | 0,25                    | 1,15×10 <sup>-3</sup>       | elhanyagolható   |
| <b>diklofenák</b>      | 5,07×10 <sup>2</sup> [126] | 1,90×10 <sup>4</sup> | <b>231,00</b>           | <b>1,21×10<sup>-2</sup></b> | <b>alacsony</b>  |
| lamotrigin             | 1,21×10 <sup>4</sup> [129] | 4,52×10 <sup>5</sup> | 849,00                  | 1,87×10 <sup>-3</sup>       | elhanyagolható   |
| lidokain               | 7,20×10 <sup>2</sup> [126] | 2,70×10 <sup>4</sup> | 6,10                    | 2,26×10 <sup>-4</sup>       | elhanyagolható   |
| mirtazapin             | 3,20×10 <sup>4</sup> [129] | 1,2×10 <sup>6</sup>  | 3,84                    | 3,20×10 <sup>-6</sup>       | elhanyagolható   |
| metoklopramid          | 3,80×10 <sup>3</sup> [128] | 1,43×10 <sup>5</sup> | 1,79                    | 1,25×10 <sup>-5</sup>       | elhanyagolható   |
| <b>riszperidon</b>     | 1,40×10 <sup>1</sup> [128] | 5,25×10 <sup>2</sup> | <b>5,55</b>             | <b>1,05×10<sup>-2</sup></b> | <b>alacsony</b>  |
| tramadol               | 7,20×10 <sup>3</sup> [129] | 2,70×10 <sup>5</sup> | 26,72                   | 9,90×10 <sup>-5</sup>       | elhanyagolható   |
| verapamil              | 7,20×10 <sup>1</sup> [128] | 2,70×10 <sup>3</sup> | 4,78                    | 1,77×10 <sup>-3</sup>       | elhanyagolható   |
| szulfametoxazol        | 2,75×10 <sup>5</sup> [129] | 1,03×10 <sup>7</sup> | 18,00                   | 1,75×10 <sup>-6</sup>       | elhanyagolható   |
| metolaklór-ESA         | 7,30×10 <sup>3</sup> [127] | 2,74×10 <sup>5</sup> | 83,00                   | 3,03×10 <sup>-4</sup>       | elhanyagolható   |

|                       |                          |                    |               |                                         |                 |
|-----------------------|--------------------------|--------------------|---------------|-----------------------------------------|-----------------|
| metolaktól-OA         | $3,50 \times 10^3$ [127] | $1,31 \times 10^5$ | 88,00         | $6,77 \times 10^{-4}$                   | elhanyagolható  |
| <b>metazaktól-ESA</b> | $7,04 \times 10^2$ [127] | $2,64 \times 10^4$ | <b>686,00</b> | <b><math>2,60 \times 10^{-2}</math></b> | <b>alacsony</b> |
| aceszulfám            | $1,50 \times 10^7$ [76]  | $5,63 \times 10^8$ | 258,00        | $4,58 \times 10^{-7}$                   | elhanyagolható  |

Félkövér betűtípussal jelöltem azokat a szerves mikroszennyezőket, amelyek esetében a kockázati tényező értéke a legnagyobb és amelyek esetében az *alacsony* minősítést tartottam indokoltnak. E szennyezőanyagok jelenlétének és koncentrációjának jövőbeni figyelemmel követése mindenképpen javasolt. A legérzékenyebb korcsoportba tartozó, 0-3 éves gyermekek esetén a kockázati tényező jellemzően egy nagyságrenddel nagyobb lett minden szerves mikroszennyező esetében, de ebben az esetben sem érte el a kritikus értéket. Legnagyobb RQ értékeket a cefepim, karbamazepin, diklofenák, és a riszperion gyógyszerek, valamint a metazaktól-ESA növényvédőszer esetében határoztam meg. A többi szerves mikroszennyező esetében a kockázati tényező 3-7 nagyságrenddel a kritikus érték alatt maradt. A 25. ábrán tüntettem fel az egyes szerves mikroszennyezők számított kockázati tényezőjét, külön kiemelve az 5 legnagyobb kockázatot jelentő vegyületet.



25. ábra: Kockázati tényezők egyes szerves mikroszennyezők esetén a budapesti parti szűrővíz vízvezetékben mért értékek alapján (a szerző munkája)

Fontosnak tartom hangsúlyozni, hogy fenti számításokhoz a parti szűrővíz kutak nyersvízében mérhető értékeket vettem alapul. A 4. fejezetben bemutatott

ivóvíztisztító technológiák során a szerves mikroszennyezők további koncentráció-csökkenése feltételezhető. Tekintve azonban, hogy ezek hatásfokát egyelőre nem tudjuk megfelelő bizonyossággal meghatározni, így a kockázatbecslésnél nem vettem figyelembe.

A parti szűrés hatékonyságára vonatkozó kevés tapasztalatunk alapján kijelenthető, hogy a karbamazepin nevű antidepresszáns tekinthető az egyik legnagyobb kockázatú szerves mikroszennyezőnek. E vegyület eltávolításában a parti szűrés hatékonysága igen alacsonynak – mindössze 4,2-6,4% – bizonyult mind a budapesti [15] mind pedig a poznani [91] vízbázison folytatott kutatás alapján. A cefepim antibiotikum esetében az eltávolítás hatásfoka 37-46% volt, a riszperidon antipszichotikum koncentrációjának csökkenéséről nem állt rendelkezésemre adat. A diklofenák nem szteroid fájdalomcsökkentő gyógyszer esetében némiképpen ellentmondásos adatokat találtam. Míg budapesti vízbázisok esetében 33-44%-os eltávolítási hatásfokot mértek, addig ez a vegyület a poznani vízbázison végzett kutatásban már a Warta folyóhoz legközelebb eső kútból sem volt kimutatható, azaz itt az eltávolítás hatásfoka megközelítőleg 100%-nak vehető. A metolaklór-ESA növényvédőszer esetében 33-62% hatásfok volt mérhető.

### 5.3. Részkövetkeztetések

Dolgozatom egyik legfontosabb célja az volt, hogy a budapesti parti szűrésű vízbázisra vonatkozó, publikált adatokat összesítsem és felhasználásukkal kockázatbecslést készítssek. Összesen két olyan adatsort találtam, amelyet a munkában fel tudtam használni. Mindkét esetben a Duna budapesti szakaszáról gyűjtött vízminták eredményei mellett a parti szűrésű kutak adatsora is elérhető volt. Így a parti szűrés hatékonyságára vonatkozó megállapításokat is tehettem.

Az eredményeket értelmezve megállapítottam, hogy a kockázati tényező (RQ) minden esetben több nagyságrenddel alatta maradt a kritikus 1-es értéknek. A kockázati tényező az öt legnagyobb kockázatú szerves mikroszennyező esetében: cefepim (0,029), metazaklór-ESA (0,026), karbamazepin (0,0161), diklofenák (0,0121), valamint a riszperidon (0,0105).

Az első hipotézisem ezzel igazolni tudtam, azaz a szerves mikroszennyezők jelenleg csak alacsony, vagy elhanyagolható kockázatot jelentenek a parti szűrésen alapuló ivóvízellátásra Budapesten. Arra azonban mindenképpen fontosnak tartom felhívni a

figyelmet, hogy a szerves mikroszennyezők hazai vizekben és vízbázisokban való előfordulása és koncentrációjuk nyomonkövetése a továbbiakban is kiemelt feladat kell legyen, mivel ez jelentősen változhat. Különösen igaz ez az általam 5 legnagyobb kockázatúnak értékelt szerves mikroszennyezőre. Ezek közül pedig leginkább a karbamazepin nevű antidepresszánt emelném ki, mert a tapasztalatok azt mutatják, hogy e vegyület eltávolításában a parti szűrés egyáltalán nem hatékony (4-6%), így gyakorlatilag jelentős koncentráció-csökkenés nélkül érheti el a vízbázis kútjait.

A kockázatbecslést és a kockázati tényező számítását a budapesti parti szűrésen alapuló ivóvízellátás kapcsán végeztem el. Ismerve a szerves mikroszennyezők lehetséges emisszióit és a hazai települések eloszlását úgy gondolom, hogy megállapításaim – egy-két szélsőséges kivételtől, például havaria szennyezés esetétől eltekintve – az ország bármelyik parti szűrésű vízbázisára igazak lehetnek.

Kutatási eredményeimmel igazolni tudtam, hogy nincs közvetlen összefüggés az egyes szerves mikroszennyezők humán egészségügyi kockázatának mértéke és a parti szűrés degradációs folyamataival szembeni ellenállóságuk között. A kockázatbecslés viszont pontosítható a perzisztencia figyelembevételével. Megállapítható, hogy azok a vegyületek, amelyek perzisztenciája jelentős, könnyebben és nagyobb koncentrációban érhetik el a vízbázis kútjait, kerülhetnek be az ivóvízellátó rendszerbe és juthatnak el a fogyasztókhoz.

## **6. KÉRDŐÍVES KUTATÁS A HAZAI LAKOSSÁG SZERVES MIKROSZENNYEZŐKKEL KAPCSOLATOS ISMERETEINEK ÉS VÉLEMÉNYÉNEK FELMÉRÉSÉRE**

Az előző fejezetben bemutatam, hogy az eddigi kutatások alapján a szerves mikroszennyezők nem jelentenek jelentős kockázatot a hazai ivóvízellátásra és a fogyasztókra. Tapasztalatom szerint a lakosság elsősorban a médiából szerzi az információit, ezáltal nem feltétlenül kap hiteles képet az ivóvízfogyasztás kockázatmentességéről. Sokszor előfordul, hogy egy hazai internetes médium a külföldi sajtót szemlélve híreket, cikkeket emel át és úgy tálalja, mintha az a hazai viszonyokat is tükrözné. Kétségtelen, hogy számos országban jelentenek mérhető kockázatot a szerves mikroszennyezők az ivóvízellátásra. Ez főleg olyan helyeken jellemző, ahol ivóvízellátást is biztosító, de szennyvíz befogadóként is funkcionáló túlterhelt felszíni víztest van jelen. Ilyen felszíni víz esetén a szerves mikroszennyezők kiindulási koncentrációja akár több nagyságrenddel is nagyobb, mint a hazai folyók esetében, azaz a parti szűrés koncentráció csökkentő hatása nem lesz megfelelően hatékony és a szerves mikroszennyezők már kockázatos mennyiségben jelenhetnek meg az ivóvízben. Erre vonatkozó kutatásokról szóló híreket az elmúlt években többször is lehetett olvasni a médiában. A hazai lakosság ismeretei a témával kapcsolatosan tehát alapvetően külföldi adatokon és információkon alapulhatnak és meglehetősen kevésbé ismerik a hazai helyzetet. Ezt feltételezve egy kérdőíves kutatást végeztem 2021 júliusában. Ilyen kutatást, felmérést tudomásom szerint ezidáig nem végzett senki.

### **6.1. A kérdőíves kutatás bemutatása**

A kérdőíves kutatás célja tehát a hazai lakosság ivóvízzel és szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos ismereteinek és véleményének felmérése volt. A felmérésnek *„Az ivóvíz minőségének megítélése szerves mikroszennyezők szempontjából”* címet adtam. A kérdőív 3 szakaszban összesen 27 kérdésből állt, amelyek közül 4 demográfiai adatokra kérdezett rá, 9 az általános ivóvíz és ásványvíz fogyasztási szokásokhoz kapcsolódott, 14 pedig a szerves mikroszennyezők kérdéskörével foglalkozott. A felmérésben csak zárt kérdések fordultak elő, az egyes kérdésekhez a leginkább releváns kérdéstípust használtam. Az alkalmazott kérdéstípusokat az eredmények bemutatásánál részletezem, itt csak felsorolom azokat:

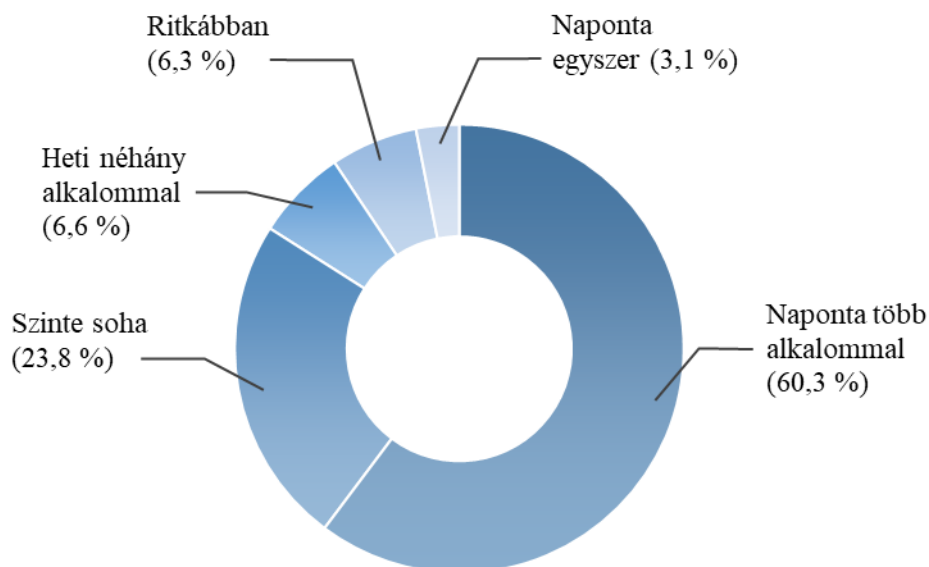
- Egyszeres választás
- 4 fokozatú Likert-skála
- 5 fokozatú Likert-skála

A kérdőív online formában készült el és közösségi médiafelületeken keresztül terjesztettem. A felmérés 7 napon át zajlott, ezalatt összesen 320 érvényes kitöltés érkezett és mind a 320 esetben a teljes kérdőív kitöltésre került. A kérdőív bevezető szakaszában részletes és pontos tájékoztatást adtam a kitöltők részére a felmérés céljáról és menetéről, valamint a gyűjtött adatok felhasználásáról. A kérdőív az értekezés 1. sz. mellékletében olvasható.

A kitöltött kérdőívek számából adódóan, valamint a demográfiai adatok alapján egyértelműen ki kell jelenteni, hogy a felmérés eredménye nem reprezentatív a hazai lakosságra nézve. A demográfiai adatokat összegezve kijelenthető, hogy a kitöltők 67,8%-a volt nő és 32,2%-a volt férfi. Kétharmaduk 31-50 éves korosztályba tartozott és közel háromnegyedük városi lakos. A felmérés eredménye tehát ezen csoportok véleményét tükrözi leginkább.

#### **6.1.1. A felmérés eredményeinek részletezése**

A kérdőív első szakasza demográfiai adatokra kérdezett rá, míg a második szakasz az ivóvíz fogyasztásával, valamint az ivóvíz minőségébe és biztonságosságába vetett bizalommal kapcsolatos kérdéseket gyűjtötte össze. Habár Magyarországon az ivóvíz a legszigorúbban ellenőrzött élelmiszernek minősül, ez a minősítés sokszor csak az ivóvízkezelő létesítményeket elhagyó vízre igaz. A fogyasztók gyakran szembesülnek a sokfelé kritikus állapotban lévő és mára igen elöregedett vízelosztó hálózat okozta vízminőségromlás hatásaival és a szekunder szennyezőanyagok jelenlétével [36]. Éppen ezért tartottam fontosnak, hogy mindenekelőtt egy általános képet kapjak az ivóvíz minőségével kapcsolatos fogyasztói véleményekről. A szakasz első kérdésére (Fogyaszt ön csapvizet?) a válaszadók 73,4%-a felelt igennel. Itt fontosnak tartottam az ivóvízfogyasztás gyakoriságát is felmérni, ezért a következő kérdésben erre kérdeztem rá. A kitöltők 60,3 %-a naponta többször, míg 23,8 %-a szinte soha nem fogyaszt vezetékes ivóvizet. A fogyasztási gyakoriságok megoszlását a 26. ábrán foglaltam össze.



26. ábra: A vezetékes ivóvízfogyasztás gyakoriságának megoszlása a kérdőívet kitöltők között. (a szerző munkája)

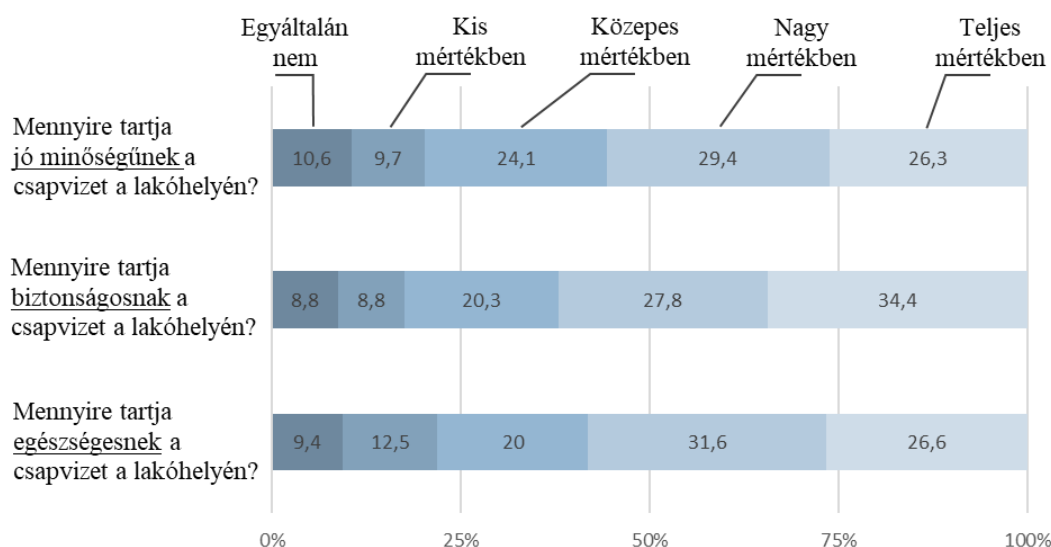
A felmérésben arra is kíváncsi voltam, hogy a kitöltők milyen rendszerességgel fogyasztanak palackozott ásványvizet és a vezetékes ivóvízzel összehasonlítva melyiket tartják megbízhatóbb ivóvízforrásnak. A kérdés általában megosztja a társadalmat és általánosan elterjedt tévhit, hogy az ásványvizek minőségét gyakrabban ellenőrzik a hatóságok, mint a vezetékes ivóvíz esetében, holott ez éppen fordítva van. A kérdőívet kitöltők 42,8 %-a rendszeresen, 26,3 %-a időnként, 30,9 %-a pedig ennél ritkábban, vagy soha nem fogyaszt palackozott vizet. Arra a kérdésre, hogy a két víztípus közül melyik minőségét tartja megbízhatóbbnak a válaszadók 35,3 %-a az ásványvizet jelölte meg és 13,1 %-a a vezetékes ivóvizet. 40,3 % mindkettő minőségében megbízik, míg 11,3 % egyik minőségét sem tartja megbízhatónak.

Kifejezetten a vezetékes ivóvíz minőségére vonatkozó véleményeket három kérdésben gyűjtöttem össze. Kíváncsi voltam ugyanis, hogy más lesz-e a válaszok aránya, ha az ivóvíz minőségére, biztonságosságára, illetve egészségességére kérdezek rá. A három kérdés így hangzott:

- Mennyire tartja jó minőségűnek a csapvizet a lakóhelyén?
- Mennyire tartja biztonságosnak a csapvizet a lakóhelyén?
- Mennyire tartja egészségesnek a csapvizet a lakóhelyén?

A fenti kérdések esetében 5 fokozatú Likert-skálát alkalmaztam. A válaszokat összehasonlítva kisebb mértékű eltérés adódott közöttük, de elmondható, hogy a

kitöltők az ivóvíz biztonságosságát ítélték meg a legpozitívabban és a minőségére vonatkozóan a legrosszabb a véleményük. A válaszok részletes arányait a 27. ábra foglalja össze.



27. ábra: Az ivóvíz minőségére, biztonságosságára és egészségességére vonatkozó válaszok arányai. (a szerző munkája)

Külön érdemes megjegyezni, hogy bár a lakosságnak határozott véleménye van az ivóvíz minőségéről, túlnyomó többségük (több, mint kétharmaduk) nem tudja, hogy elérhető-e a helyi víziközmű-szolgáltató által közreadott, az ivóvíz összetételét bemutató laboratóriumi vízvizsgálati jegyzőkönyv. Fentiek mellett a kérdőíves kutatás elsődleges célja a szerves mikroszennyezők ivóvízben való jelenlétével kapcsolatos vélemények felmérése volt.

#### 6.1.1.1. Az ivóvíz minőségének megítélése szerves mikroszennyezők szempontjából

A szakasz első kérdése a szerves mikroszennyezők ökológiai károkozásáról szóló médiahírekre, míg a második kérdés a vezetékes ivóvízben való előfordulásukkal kapcsolatos hírekre kérdezett rá. A 320 kitöltő 72,5 %-a emlékei szerint az elmúlt 1-2 évben találkozott a médiában olyan hírrel, amely a mikroszennyezők környezeti károkozásáról szólt, 62,2 %-uk pedig az ivóvízre jelentett kockázatokkal kapcsolatos hírt is látott, vagy hallott. A médiából származó hírek nyilvánvalóan jelentős hatást gyakorolnak a témával kapcsolatos egyéni véleményekre.

Ebben a szakaszban elsősorban azt kívántam felmérni, hogy a válaszadók szerint előfordulnak-e a vezetékes ivóvízben szerves mikroszennyezők és mennyire tartanak azok egészségkárosító hatásától. A kérdőív több ponton részletesen elmagyarázta a



kitöltők számára, hogy mit értünk szerves mikroszennyezők alatt, feltételezve, hogy ez a kifejezés nem ismert általánosan. Ennek ellenére a szerves mikroszennyezők mellett külön mértem fel a gyógyszermaradványokkal, peszticidekkel, hormonokkal és hormonkészítményekkel, valamint mikroműanyagokkal kapcsolatos véleményeket az alábbi kérdésekkel:

- Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben szerves mikroszennyezők?
- Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben gyógyszermaradványok?
- Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben növényvédőszer?
- Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben hormonok, vagy szintetikus hormonkészítmények (pl. szteroidok, fogamzásgátlók, stb.)?
- Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben mikroműanyagok?

Ezek egyszerű választás típusú kérdések voltak, az alábbi válaszokat lehetett megjelölni:

- Igen, az emberi egészségre ártalmas mennyiségben.
- Igen, de az emberi egészségre ártalmatlan mennyiségben.
- Nem.
- Nem tudom.

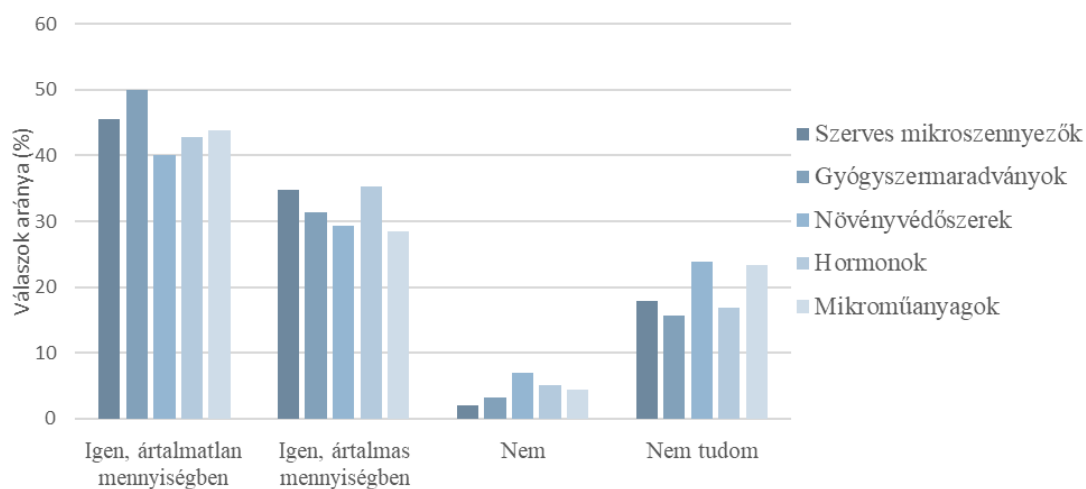
Minden esetben felmértem, hogy a válaszadók mennyire tartanak az ivóvízben esetlegesen előforduló szerves mikroszennyezőktől. Ezért az előző kérdésekhez hasonlóan itt is 5 kérdésre kellett választ adni, az alábbiak szerint:

- Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló szerves mikroszennyezők hatással lehetnek az ön egészségére?
- Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló gyógyszermaradványok hatással lehetnek az ön egészségére?
- Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló növényvédőszer hatással lehetnek az ön egészségére?
- Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló hormonok és szintetikus hormonkészítmények (pl. szteroidok, fogamzásgátlók, stb.) hatással lehetnek az ön egészségére?
- Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló mikroműanyagok hatással lehetnek az ön egészségére?

Ezekhez a kérdésekhez 4 fokozatú Likert-skálát használtam, abból a megfontolásból, hogy a válaszok között ne legyen lehetőség „közepesen” választ adni, mert az itt

inkább egy „nem tudom” jellegű kibúvót jelentett volna, mintsem értékelhető választ. Meglátásom szerint így realisabb képet kaptam a válaszadó véleményéről, akinek így mindenképpen el kellett döntenie, hogy inkább tart, vagy inkább nem tart a szerves mikroszennyezők egészségre gyakorolt kockázatától.

A válaszokat elemezve megállapítható, hogy szignifikáns különbség nem adódott az egyes szennyezőanyag-csoportok között, jellemzően 10%-on belül volt mérhető a különbség. Tehát az emberek nagyjából hasonlóan gondolkodnak az egyes szennyezőanyagok ivóvízben való jelenlétéről, függetlenül attól, hogy gyógyszermaradványokról, peszticidekről, hormonkészítményekről, vagy mikroműanyagokról van-e szó. A válaszadók 40-50 %-a szerint az ivóvízben jelen vannak ezek a szennyezőanyagok, de az emberi egészségre ártalmatlan mennyiségben. 28-35 %-uk szerint ezek olyan mennyiségben fordulnak elő, amelyek már kockázatot jelentenek az emberi egészségre. Mindössze 2-5 %-uk gondolja úgy, hogy az ivóvízben ezek a szennyezőanyagok nem fordulnak elő. A kitöltők 15-23 %-a jelölte be a „nem tudom” választ a fenti kérdésekre. A válaszokat a 28. ábrán összegeztem.



28. ábra: A válaszadók megítélése az egyes szerves mikroszennyezők ivóvízben való előfordulásáról és mennyiségéről (a szerző munkája)

Az eredményekből egyértelműen látszik, hogy a kérdőívet kitöltők nagyjából harmada tart attól, hogy az ivóvízben előforduló szerves mikroszennyezők kockázatot jelentenek az egészségükre. A 6.1. fejezetben bemutatott kockázatelemzés alapján kijelenthető, hogy ez a félelem indokolatlan és túlzó. Ezzel tulajdonképpen a második hipotézisem is megerősítést nyert, azaz a szerves mikroszennyezők ivóvízben való előfordulásától sokan és túlzott mértékben tartanak. A kérdőív további részében az

eddigieknél részletesebben és nagyobb mélységben mértem fel a kérdőívet kitöltők véleményét.

A kérdőív utolsó szakaszában egy Likert-skálán alapuló feleletválasztós mátrixot készítettem. Ebben a válaszadónak állításokat kellett elolvasnia és egy 4 fokozatú skálán kifejeznie az egyetértését, vagy egyet nem értését. Itt is azért alkalmaztam páros fokozatú Likert-skálát, mert szerettem volna, hogy a válaszadó határozza el magát valamelyik irányba és ne tudjon megjelölni közepes, semleges választ. A szakasz első részében 10 db, az ivóvíz minőségével kapcsolatos általános állításhoz kellett választ rendelni, míg a második részben 9 db, kifejezetten a szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos állítások szerepeltek.

Saját tapasztalatai és véleménye alapján mennyire ért egyet az alábbi állításokkal?

- A hazai ivóvíz globális viszonylatban jó minőségűnek tekinthető.
- Ma Magyarországon a csapvíz biztonsággal fogyasztható.
- Ma Magyarországon a csapvíz a gyermekek számára is biztonsággal fogyasztható.
- Magyarországon az ivóvíz minőségét megfelelő gyakorisággal ellenőrzik a hatóságok.
- A hazai ivóvizekkel kapcsolatos esetleges problémákat a hatóságok megfelelő gyorsasággal és hatékonysággal tárják fel.
- Az ivóvíz minőségéről a szolgáltató által közölt adatok megbízhatók.
- Az ivóvízben előfordulhatnak határérték feletti, de az emberi egészségre ártalmatlan szennyezőanyagok.
- Az ivóvízben előfordulhatnak az emberi egészségre ártalmas szennyezőanyagok.
- Ha választani lehet, inkább a palackozott ásványvizet választom, mint csapvizet.
- Jobban megbízom a palackozott ásványvizek minőségében, mint a csapvízben.

Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a válaszadók 77,8%-a inkább egyetért, vagy teljes mértékben egyetért azzal, hogy a hazai ivóvíz jó minőségűnek tekinthető. 74,7% szerint az ivóvíz Magyarországon biztonsággal fogyasztható, de gyermekek esetében már csak 65,6% tartja biztonságosnak az ivóvíz fogyasztását. Érdekes, hogy amíg a válaszadók többsége, pontosan 64,1%-a szerint az ivóvíz minőségét megfelelő gyakorisággal ellenőrzik a hatóságok, addig csupán 43,1%-a érzi úgy, hogy a hazai ivóvizekkel kapcsolatos esetleges problémákat az illetékes hatóságok megfelelő gyorsasággal és hatékonysággal tárják fel. A kérdőívet kitöltők nagyjából fele,

pontosan 52,5%-a érzi úgy, hogy a víziközmű szolgáltatók által közölt vízminőségi adatsorok hitelesek és megbízhatók. Bár a kérdőív elsődleges célja nem a szolgáltatók felé tanúsított bizalom felmérése volt, ez az igen alacsonynak mondható érték mindenesetre elgondolkodtató.

A válaszadók háromnegyede gondolja úgy, hogy Magyarországon az ivóvíz jó minőségűnek tekinthető és biztonsággal fogyasztható. Ezzel szemben 63,8% szerint az ivóvízben előfordulhatnak határérték feletti, de az egészségre ártalmatlan szennyezőanyagok és 50,9% véleménye szerint pedig egészségre ártalmas szennyezőanyagok is megjelenhetnek. Ez első megközelítésben ellentmondásnak tűnhet, de a víz minőségének megítélése erősen szubjektív dolog. Azaz attól, hogy valaki szerint az ivóvízben előfordulhatnak olyan szennyezőanyagok, amelyek akár az egészségre is kockázatot jelenthetnek még tarthatja jó minőségűnek az ivóvizet. Ebben a szakaszban újra foglalkoztam a palackozott ásványvíz kérdésével. A válaszadók 39,7%-a gondolja úgy, hogy ha teheti, akkor inkább a palackozott vizet választja a vezetékes ivóvíz helyett és 40,3% inkább egyetért, vagy teljesen egyetért azzal a kijelentéssel, hogy a palackozott víz minősége megbízhatóbb.

A szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos Likert-skálán alapuló feleletválasztós mátrix összesen 9 állítást tartalmazott, az egyetértési skála itt is 4 fokozatú volt.

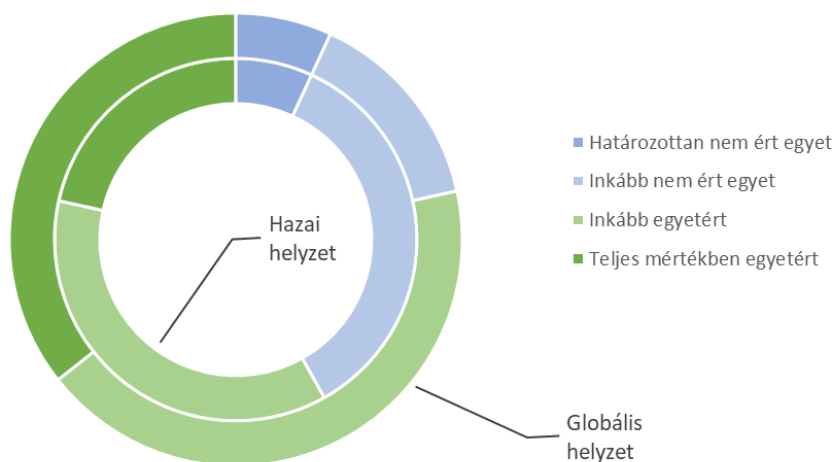
Saját tapasztalatai és véleménye alapján mennyire ért egyet az alábbi állításokkal?

- A szerves mikroszennyezők globálisan már most jelentős kockázatot jelentenek az ivóvízre.
- Globálisan a szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázata a következő évtizedekben növekedni fog.
- A szerves mikroszennyezők Magyarországon már most jelentős kockázatot jelentenek az ivóvízre.
- Magyarországon a szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázata a következő évtizedekben növekedni fog.
- A hazai népesség körében előforduló betegségek (pl. rák, meddőség, stb.) egy részéért a csapvízben előforduló szerves mikroszennyezők tehetők felelőssé.
- A hazai népesség körében előforduló, gyermekeket érintő betegségek (pl. rák, fejlődési rendellenességek, stb.) egy részéért a csapvízben előforduló szerves mikroszennyezők tehetők felelőssé.

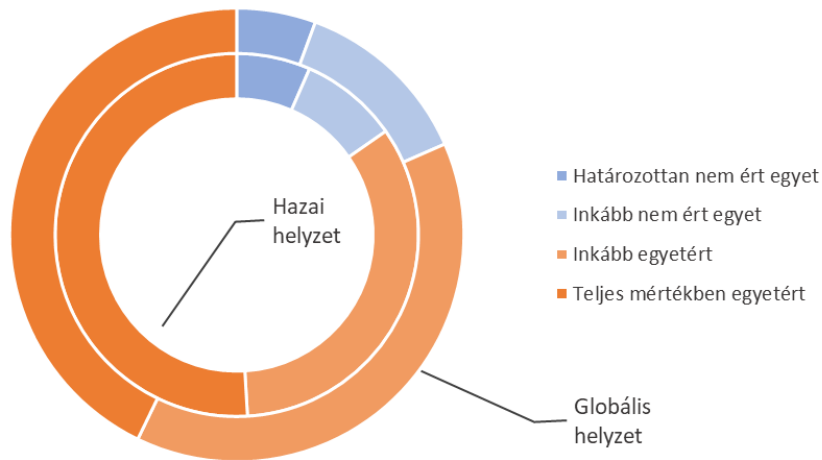
- A csapvízben előforduló női hormonok és a fogamzásgátlókból származó szintetikus hormonkészítmények a hazai népesség körében a férfiak egészséges hormonális működésére hatással vannak.
- A hazai ivóvízben a szerves mikroszennyezők koncentrációját a hatóságok folyamatosan vizsgálják.
- Ha valamilyen szennyezőanyag az ivóvízben kockázatos koncentrációban lenne jelen, a hatóságok nem engedélyeznék a fogyasztását.

A válaszokat elemezve megállapítható, hogy a kérdőívet kitöltők a szerves mikroszennyezők okozta globális ivóvíz problémákat súlyosabbnak tartják, mint a hazai helyzetet. Ez részben helytálló, hiszen a világ számos pontján a felszíni és felszín alatti vizekben lényegesen nagyobb koncentrációban fordulnak elő szerves mikroszennyezők és jelentenek kockázatot az ivóvízre. A válaszadók többsége szerint a következő évtizedekben mind a hazai, mind pedig a globális helyzet előreláthatólag romlani fog.

A szerves mikroszennyezők globálisan/hazánkban már most jelentős kockázatot jelentenek az ivóvízre



Globálisan a szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázata a következő évtizedekben növekedni fog.



29. ábra: A szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázatának megítélése a kérdőívet kitöltők véleménye alapján (a szerző munkája)

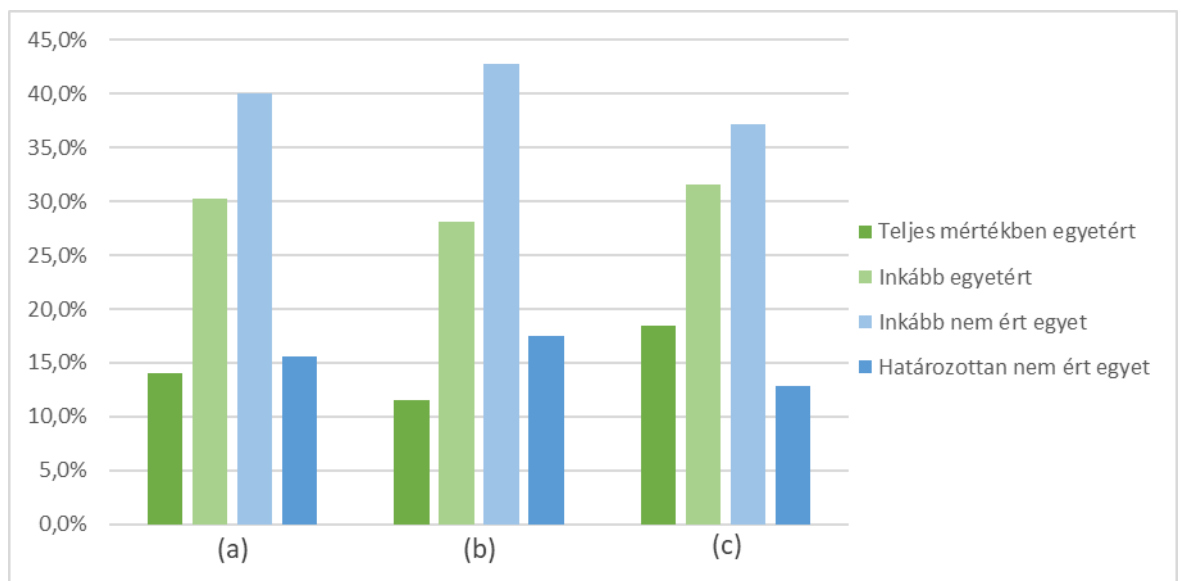
Az eredményeket értékelve a válaszadók 78,4%-a teljes mértékben egyetért, vagy inkább egyetért azzal, hogy a szerves mikroszennyezők már jelenleg is igen nagy problémát jelentenek az ivóvízellátásra, 84,7%-uk szerint pedig ez a hatás a következő évtizedekben növekedni fog. A hazai ivóvízellátás tekintetében a kérdőívet kitöltők 58,1%-a szerint a szerves mikroszennyezők jelenléte már most is problémát okoz és 81,6% részben, vagy teljesen egyetért azzal a kijelentéssel, hogy ez a negatív hatás erősödni fog a következő évtizedekben. A kérdőív korábbi szakaszában azt a kérdést tettem fel, hogy mennyire tart a válaszadó attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló szerves mikroszennyezők hatással lehetnek az egészségre. Az ott kapott eredményeket összegezve 52,9% tart, vagy nagy mértékben tart ettől a hatástól. Ez tehát hasonló eredményt tükröz, mint az ebben a szakaszban mért 58,1%.

A kérdőíves kutatásban arra is választ szerettem volna kapni, hogy a kérdőívet kitöltők mennyire gondolják úgy, hogy a hazai népesség körében előforduló egyes betegségek kialakulásáért az ivóvízben előforduló szerves mikroszennyezők tehetők felelőssé. A kérdést három részre bontottam és külön kérdeztem rá a gyermekeket érintő betegségekre, valamint a szintetikus női hormonkészítmények és a férfiak egészséges hormonális működésének kapcsolatára. Az állításokat az alábbiak szerint fogalmaztam meg:

- A hazai népesség körében előforduló betegségek (pl. rák, meddőség, stb.) egy részéért a csapvízben előforduló szerves mikroszennyezők tehetők felelőssé.

- A hazai népesség körében előforduló, gyermekeket érintő betegségek (pl. rák, fejlődési rendellenességek, stb.) egy részéért a csapvízben előforduló szerves mikroszennyezők tehetők felelőssé.
- A csapvízben előforduló női hormonok és a fogamzásgátlókból származó szintetikus hormonkészítmények a hazai népesség körében a férfiak egészséges hormonális működésére hatással vannak.

A válaszokat elemezve úgy gondolom, hogy itt tűnik ki leginkább a fogyasztók félelme a szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatban. A válaszadók 44,4%-a inkább egyetért, vagy teljes mértékben egyetért azzal, hogy a szerves mikroszennyezők előfordulása az ivóvízben kapcsolatba hozható egyes betegségek kialakulásával. Ez az arány a gyermekeket érintő betegségek esetén valamivel kisebb, 39,7%. Viszont a válaszadók pontosan fele, 50%-a ért egyet részben, vagy teljesen azzal, hogy az ivóvízben esetlegesen előforduló női hormonok, vagy szintetikus hormonkészítmények hatással lehetnek a férfiak egészséges hormonális működésére. Az eredményeket a 30. ábrán foglaltam össze.



30. ábra: A hazai népesség körében előforduló egyes betegségek kialakulása és a szerves mikroszennyezők közötti kapcsolat megítélése felnőttek (a), gyermekek (b) és férfiak (c) esetében a kérdőívet kitöltők véleménye alapján (a szerző munkája)

Fenti számokat a 6.1. fejezetben bemutatott kockázatelemzés eredményével összevetve kijelenthető, hogy a fogyasztói félelem mindenképpen túlzott, hiszen a szerves mikroszennyezők humán egészségre gyakorolt kockázata az ivóvízben jóval alatta maradt a kritikus értéknek.

A kérdőív utolsó két kérdése az ivóvíz minőségét ellenőrző hatóságok munkájába vetett bizalmat mérte fel. Ezekben a kérdésekben kifejezetten a szerves mikroszennyezők koncentrációjának vizsgálatára vonatkozott. Az állításokat az alábbiak szerint fogalmaztam meg:

- A hazai ivóvízben a szerves mikroszennyezők koncentrációját a hatóságok folyamatosan vizsgálják.
- Ha valamilyen szennyezőanyag az ivóvízben kockázatos koncentrációban lenne jelen, a hatóságok nem engedélyeznék a fogyasztását.

A válaszokat itt is 4 fokozatú Likert-skálán lehetett megadni. A válaszadók 59,1%-a inkább egyetértett, vagy teljes mértékben egyetértett azzal, hogy a hatóságok a szerves mikroszennyezők koncentrációját rendszeresen vizsgálják az ivóvízben és 40,9% gondolta úgy, hogy nem történik rendszeresen ilyen vizsgálat. Megállapítandó, hogy az utóbbi csoportnak van igaza, ezek a vizsgálatok nem képezik a rutin vízkémiai vizsgálatok részét. A kérdőívet kitöltők 55,0%-a részben, vagy teljesen egyetértett azzal, hogy a hatóságok megfelelő gyorsasággal lépnének közbe abban az esetben, ha a szerves mikroszennyezők az emberi egészségre kockázatot koncentrációban lennének jelen az ivóvízben és nem engedélyeznék a fogyasztását. A válaszadók 45%-a nem bíz a hatóságok megfelelő reakciójában.

A kérdőív végén a kitöltőnek lehetősége volt leírni a véleményét, megjegyzését, vagy észrevételét. Ezzel többen is éltek, így további tapasztalatokat gyűjtöttem, ezek azonban nem képezték részét a felmérésnek.

## **6.2. Részkövetkeztetések**

Az általam készített kérdőívet 320 válaszadó töltötte ki, amely meglátásom szerint egy ilyen kis kutatáshoz képest viszonylag nagy szám. A kérdőív online formája és közösségi médiafelületeken való terjesztése miatt csupán a hazai népesség egy csekély részének véleményét mérte fel és semmiképpen nem tekinthető reprezentatív eredménynek. Mégis a válaszokból az tükröződik, hogy a kitöltők sokkal rosszabb színben látják a hazai ivóvíz minőségét, mint az indokolható lenne. Az is teljesen nyilvánvaló, hogy a szerves mikroszennyezők ivóvízben való előfordulása, illetve humán egészségre gyakorolt hatása is nagyobb aggodalmat kelt, mint amekkora kockázat a valóságban mérhető. Véleményem szerint ez két tényezőtől tevődik össze. A médiában időről-időre felbukkanó, sokszor felületes „lebutított” információk nem a



valóságot tükrözik, sokkal inkább a médiafogyasztó ingerküszöbének meghaladására, figyelmének megfogására törekednek. Magam is tapasztaltam számos alkalommal, hogy a témával kapcsolatos hírek ritkán adnak teljes, reális képet.

A másik ok pedig a hazai ivóvízellátás általános rossz állapota és sok esetben romló minősége. Bár az elmúlt egy évtizedben számos ivóvízminőségjavító projekt zajlott és számos helyen sikerült az ivóvíztisztító technológiát korszerűsíteni, a fogyasztók ezt kevésbé tapasztalják, vagy épp az ellenkezőjét tapasztalják meg. Ez az ivóvízelosztó-hálózat kritikus állapotának köszönhető. Gyakoriak a csőtörések és a hálózati üledékek miatt keletkező másodlagos vízminőségromlás. Meglátásom szerint ez a tény is hatással van a fogyasztók szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos véleményére, mert a látható, organoleptikus szennyezések megjelenését összekapcsolják a szemmel nem látható szennyezőanyagok vélt jelenlétével.

Ezzel a második hipotézisemet is igazolni tudtam, azaz az ivóvizet fogyasztó hazai lakosság az indokoltnál lényegesen jobban tart a szerves mikroszennyezők egészségkárosító hatásától.

## AZ ELVÉGZETT KUTATÁS ÖSSZEFOGLALÁSA

Disszertációm alapvető célja az volt, hogy felmérjem azokat a tudományos munkákat, amelyek általában a hazai, illetve konkrétan a budapesti parti szűrésű vízbázisokban a szerves mikroszennyező anyagok jelenlétét vizsgálták. Az így létrehozott adatsorokat összesítve egy olyan kockázatbecslést készítettem, amely a szerves mikroszennyezők okozta kockázatot számszerűsíti a budapesti ivóvízfogyasztó lakosságra. Az így kapott eredményeket összevettem a kérdőíves kutatásom tapasztalataival, amelyet a hazai lakosság szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos ismereteinek és véleményének felmérésére végeztem.

Az értekezésemben igyekeztem a lehető leglogikusabb felépítést alkalmazni. Az első fejezetben bemutatam a globális és hazai vízkészleteket. Ráműttem a tendenciákra és különbségekre, valamint azokra a predikciókra, amelyek a jelen tapasztalataiból kiindulva előrejelzik a vízkészletek jövőbeni mennyiségi és minőségi változásait. Jellemeztem az egyes felszíni és felszín alatti víztípusokat, azok kihasználtságának arányait, valamint a jellemző szennyezőanyagokat. Kitértem a vízminősítés szempontjaira, a vízbázisvédelem helyzetére és feladataira. Bemutattam az ivóvízellátás teljes folyamatát, kitérve a vízszerezés leggyakoribb módszereire és műtárgyaira, az ivóvíztisztítás széles körben alkalmazott technológiáira és az ivóvízelosztó rendszer működésére. Értekezésem szempontjából fontosnak tartottam az ivóvíz megfelelő minőségét kockáztató tényezők bemutatását is.

A második fejezet a szerves mikroszennyezők csoportosításának szempontjaival foglalkozott, majd az egyes csoportok részletes elemzése következett. Minden csoportnál kitértem a jellemző kémiai tulajdonságokra, ökológiai és humán egészségügyi hatásokra és bemutattam néhány példát a leggyakoribb emissziókra is. Ráműttem, hogy a szerves mikroszennyezők kapcsán az egyik legnagyobb probléma éppen a sokféleségükben rejlik, mert ezek a vegyületek a környezetbe kerülve, vagy az emberi szervezetbe jutva különféleképpen viselkedhetnek. Éppen ezért az általuk jelentett kockázat mértéke is igen eltérő lehet.

A harmadik fejezetben a szerves mikroszennyezők vízbázisokban való előfordulásáról írtam. Ma már rendelkezésünkre állnak olyan kutatási eredmények, amelyek a hazai vizekben vizsgálták szerves mikroszennyezők jelenlétét és mennyiségét. Ezért ebben a fejezetben részletesen elemeztem az eddigi hazai kutatások eredményeit, külön kitérve az egyes vízbázis típusokra. Az értekezés témájához közvetlenül kapcsolódó

parti szűrészű vízbázisokról is ebben a fejezetben írtam. Bemutattam azokat a kutatásokat, amelyek a szerves mikroszennyezők viselkedését vizsgálták a parti szűrész folyamatában. Kitértem a koncentráció csökkenése és a szivárgási úthossz közötti kapcsolatra.

A negyedik fejezetben azokat az ivóvíztisztító technológiai folyamatokat mutattam be, amelyeket globálisan és hazánkban is széles körben alkalmaznak. Ezek bár elsősorban a jelentősebb mennyiségben előforduló szennyezőanyagok eltávolítására üzemelnek, kisebb-nagyobb mértékben képesek egyes szerves mikroszennyezők koncentrációjának csökkentésére is.

Az ötödik fejezetben összefoglaltam azokat a kockázatbecslő módszereket, amelyek szerves mikroszennyezők esetén alkalmazhatók. Ezeket elsősorban ökológiai vagy környezeti kockázatelemzésre dolgozták ki, de további fejlesztéssel, átalakítással humán egészségügyi kockázat meghatározására is alkalmazhatók. Az egyes módszereket összehasonlítottam, bemutattam előnyeiket és korlátaikat. Részletesen indokoltam az általam választott módszer alkalmazását. Ugyanebben a fejezetben a rendelkezésemre álló adatsorokat felhasználva kockázatbecslést készítettem Budapest parti szűrészű vízbázisokon alapuló ivóvízellátására a szerves mikroszennyezők vonatkozásában. Bemutattam az erre a feladatra leginkább alkalmazható módszert és képletet, valamint a kockázatbecslés folyamatát és menetét. Az eredményeket táblázatos formában és grafikonon egyaránt megjelenítettem. A kockázatbecslés eredményét kiegészítettem a parti szűrész hatékonyságára vonatkozó paraméterekkel is.

Végül a hatodik fejezetben ismertettem a kérdőíves kutatásom eredményeit. Meghatároztam a kérdőíves kutatás pontos célját és módszereit, bemutattam a kérdőív felépítését és indokoltam a kérdések felépítését és sorrendjét. Az eredményeket nem csak szövegesen ismertettem, hanem vizuális eszközöket alkalmazva diagramokon is megjelenítettem.

Kutatásom céljait elértem, a munkám kezdetén felállított mindhárom hipotézist igazolni tudtam.

## ÖSSZEGZETT KÖVETKEZTETÉSEK

A 20. századi ember egyik legfontosabb megállapítása, hogy a Föld vízkészletei végesek és antropogén hatás következtében azok minősége jelentősen csökkenhet és tartósan rossz állapotba kerülhet. Éppen ezért kiemelt feladat a fogyasztás mérséklése és a vízzel való takarékoskodás, továbbá igen nagy hangsúlyt kell kapjon a meglévő vízbázisok mennyiségi és minőségi védelme. Ezt a védelmet hivatott szavatolni a vízbázisvédelem, amely Magyarországon a legtöbb sérülékenynek minősített vízbázis védelméről gondoskodik. Megállapítottam, hogy bár a vízbázisok védelembe helyezése a legtöbb esetben megtörtént, a teljes folyamat nem zárult le és egyes védelembe helyezési folyamatok elakadtak. A védelembe helyezett vízbázisok túlnyomó többsége esetén a hatóságok által korábban előírt védelmi intézkedések felülvizsgálata nem történt meg, a monitoring rendszerek által gyűjtött vízkémiai adatsor elemzése és értékelése a legtöbb esetben elmaradt. A vízbázisvédelem így nem tekinthető egy dinamikus rendszernek, pedig a kockázatot jelentő tényezők körének esetleges változása miatt ez mindenképpen szükséges lenne.

A szerves mikroszennyezők csoportjainak alapos kutatásával megállapítható, hogy a fogyasztói társadalom igényeit követve az ipar évről-évre nagyobb mennyiségben állítja elő e vegyületeket. Ebből adódóan kijelenthető, hogy az antropogén eredetű szerves mikroszennyezők a Föld bármely pontján megtalálhatók, bár a mérhető koncentrációjuk igen eltérő lehet. Problémát jelent, hogy részben sokféleségük, részben pedig a jogalkotás rendszerének lassúsága miatt e szennyező anyagok jelentős része nem esik szabályozás alá. Nem képezik részét a rutin monitoring programoknak, nincsenek rájuk sem környezetminőségi, sem pedig ivóvízbiztonsági határértékek. Következésképpen megállapítható, hogy e vegyületek sok esetben megfelelő ellenőrzés nélkül kerülnek ki a környezetbe. Másrészt pedig az átfogó monitoring programok nélkül nincs elegendő információk a szerves mikroszennyezők környezeti sorsára vonatkozóan.

Kutatásom során fontosnak tartottam megvizsgálni a szerves mikroszennyezők jelenlétét egy üzemelő vízbázis kútjaiban. Az általam vett vízmintákban a vizsgált tartományban szerves mikroszennyezőket nem tudtam kimutatni. Ebből arra következtettem, hogy a keresett vegyületek a rendelkezésemre álló analitikai módszer kimutatási határértéknél (0,05-0,5 ng/ml) kisebb koncentrációban fordulhatnak elő.

Következtetésemet alá tudtam támasztani a Dunáról, illetve a folyó budapesti szakaszáról származó publikált vízkémiai adatsorokkal. Az általam is vizsgált szerves mikroszennyezők egy része ugyanis előfordult a főváros egyes parti szűrésű kútjaiban, jellemzően alacsonyabb, 0,005-0,29 ng/ml tartományban. A Budapest alatti folyószakaszon e vegyületek koncentrációjának csökkenését feltételeztem, hiszen az emissziók száma és a kibocsátott szennyvíz mennyisége is kevesebb, mint a fővárosi Duna-szakaszon. A természetes vizekben pedig jellemző a szerves mikroszennyezők degradációja.

A vizsgált budapesti parti szűrésű vízbázisoknál a legtöbb vegyület esetében kimutatható volt valamekkora koncentráció-csökkenés a parti szűrés folyamatában. Jelentősebb, közel 100%-os hatásfokú eltávolítás az iomeprol nevű radiokontraszt gyógyszer esetében volt tapasztalható, míg a karbamazepin antidepresszáns vizsgálatakor szinte egyáltalán nem volt kimutatható koncentráció-változás. Megállapítottam tehát, hogy bizonyos szerves mikroszennyező vegyületek jelen vannak a Dunában, de mérhető koncentrációjuk általában alacsonynak mondhatók, jellemzően nem érik el a µg/l tartományt.

A parti szűrés hatékonyságának vizsgálatához a  $^2\text{H}$  és a  $^1\text{H}$ , valamint a  $^{18}\text{O}$  és  $^{16}\text{O}$  stabil izotópok arányának meghatározásával megvizsgáltam a bajai parti szűrésű vízbázis felszíni víz arányát. Megállapítottam, hogy az általam vizsgált két kútban 64% és 81% a felszíni eredetű szűrt víz aránya, így mindkettő parti szűrésű kútnak minősül.

Az értekezésemben részletesen bemutattam a szerves mikroszennyezők kockázatbecslésének azt a módszerét, amely az ivóvízellátásban, illetve a fogyasztók egészségére gyakorolt hatás számításában legjobban alkalmazható. A képlet olyan tényezőket vesz figyelembe, mint a testtömeg, a tolerálható napi bevitel, az átlagos napi csapvíz-fogyasztás, a gasztrointesztinális felszívódás, illetve az expozíció gyakorisága. A kockázati tényező számításánál, a legrosszabb forgatókönyv (worst case scenario) elvét vettem figyelembe, azaz az egyes szerves mikroszennyezőkre vonatkozó a maximális koncentráció-értékekkel számoltam. Az eredményeket értelmezve arra a következtetésre jutottam, hogy a kockázati tényező (RQ) minden esetben több nagyságrenddel alatta maradt a kritikus 1-es értéknek.

Fenti eredményeim ellenére feltételeztem, hogy a hazai lakosság a szerves mikroszennyezők humán egészségre gyakorolt kockázatának tekintetében sokkal borúlátóbb, azaz a lakosság sokkal nagyobb mértékben tart a szerves

mikroszennyezőktől, mintsem az indokolt lenne. A feltételezésem igazolásához egy kérdőíves kutatást végeztem a hazai lakosság szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos véleményének és ismereteinek felmérésére. A válaszokból arra a következtetésre jutottam, hogy a szerves mikroszennyezők ivóvízben való előfordulása, illetve humán egészségre gyakorolt hatása és nagyobb aggodalmat kelt, mint amekkora kockázat a valóságban mérhető.

## **ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK, TÉZISEK**

1. A rendelkezésemre álló adatok, adatsorok összesítésével és feldolgozásával kidolgoztam és elvégeztem egy kockázatbecslést a budapesti parti szűrésű ivóvízbázisra vonatkozóan, amely számszerűsíti egyes szerves mikroszennyezők okozta kockázat mértékét az ivóvízfogyasztó lakosságra. Minden általam vizsgált szerves mikroszennyezőhöz sikerült kockázati tényezőt rendelnem. A számított értékek ismeretében priorizáltam a szennyezőanyagokat és megállapítottam, hogy jelenlegi koncentrációjukban igen csekély kockázatot jelentenek a fogyasztókra.
2. Hazai és nemzetközi kutatási eredmények összehasonlító elemzésével bizonyítottam, hogy az egyes szerves mikroszennyező anyagok eltérően viselkednek a parti szűrés folyamatában. Megállapítottam, hogy a vizsgált vegyületek koncentrációjának csökkenése és a szivárgási úthossz között jellemzően egyenes arányosság áll fenn, de fontos rámutatni, hogy egyes szennyezőanyagok jelentősebb koncentráció-csökkenés nélkül érhetik el a kutakat. Megállapítottam, hogy az egyes szerves mikroszennyező anyagok perzisztenciája és a parti szűrés szűrő-lebontó folyamataival szembeni ellenállósága voltaképpen azonosítható. Ezzel az információval a kockázatbecslés pontosítható.
3. Kérdőíves kutatásom eredményeinek elemzésével bizonyítottam, hogy a hazai lakosság általam vizsgált csoportja a szerves mikroszennyezők ivóvízellátásra és humán egészségügyre gyakorolt kockázatának mértékét sokkal jelentősebbnek ítéli meg, mint amekkora kockázat valójában mérhető. Azt is igazolni tudtam, hogy a kérdőívet kitöltők e szennyezőanyagok jelentette kockázat mértékének növekedésére számítanak, azaz a lakosság a jelenlegi állapot további rosszabbodásától tart.

## **A KUTATÁSI EREDMÉNYEK GYAKORLATI FELHASZNÁLHATÓSÁGA**

A disszertációmban közölt kutatásomban arra kerestem a választ, hogy a szerves mikroszennyező anyagok mekkora kockázatot jelentenek az ivóvízfogyasztókra. Ilyen átfogó kockázatbecslés és elemzés ezidáig nem készült és nem is készülhetett, mert részletes és hiteles adatsorok a szerves mikroszennyezők tekintetében csak ez elmúlt években születtek. Összegyűjtöttem és összesítettem ezeket az eredményeket és az így készített adatsor alapján végeztem el a kockázati tényezők meghatározását. Így sikerült valós képet adnom a szerves mikroszennyezők jelentette probléma jelenlegi mértékéről. Következtetéseimben megállapítottam, hogy a szerves mikroszennyezők bár nagyobb koncentrációban kockázatot jelenthetnek az emberi egészségre, de jelenleg mérhető koncentrációjukban ez a hatás nagyon alacsony, több nagyságrenddel alatta marad a kritikus értéknek. Kockázatbecslésem eredményei egyrészt felhasználhatók amennyiben egy átfogóbb, esetleg az egész országra kiterjedő kutatás vizsgálja a szennyezőanyagok jelenlétét és kockázatát. Másrészt pedig megállapításaim jövőbeni hasonló vizsgálatokat segíthet, mint referencia.

Megállapítottam, hogy az ivóvízbázisok védelmének rendszere felülvizsgálatra és korszerűsítésre szorul. A vonatkozó rendelet hatályba lépése óta eltelt 25 év új kihívásokat hozott az ivóvízbiztonság területén. Az egyik ilyen kihívás a szerves mikroszennyezők kérdése, amelyek a vízbázisvédelem rendszerében nem képezik a rutin vízvizsgálatok részét. Ahhoz, hogy a jövőben átfogó képet kapjunk, erre mindenképpen szükség lenne.

Felhívtam a figyelmet arra a tényre, hogy a hazai lakosság ismeretei az ivóvízellátásról és a szerves mikroszennyezők okozta kockázat mértékéről nem kielégítőek. Szükség lenne tájékoztatásra, edukációra akár nyomtatott, akár pedig online multimédia formájában, hogy a lakosság ismereteit és a valóságot ebben a témában közelebb hozzuk. Szükség lenne arra, hogy a témában megjelenő, sokszor pontatlan cikkekre a szakma gyorsan és érthetően reagáljon.

## **AJÁNLÁSOK**

Az értekezésemben megfogalmazott eredményeket elsősorban olyan szakmai szervezetek figyelmébe ajánlom, mint a Magyar Víziközmű Szövetség (MaVíz), vagy a Vízügyi Igazgatóságok. A dolgozatomban elvégzett kutatások és vizsgálatok eredményei segítséget nyújthatnak egyetemnek, kutatóintézetek és kutatócsoportok

vizsgálataihoz, későbbi munkáihoz. Az általam bemutatott kockázatbecslő módszer egyszerűen és jól alkalmazható, ezért az egy jelentősebb, átfogóbb kutatómunka során is felhasználható. Javaslom a disszertációmban bemutatott kockázatbecslő eljárás alkalmazását mindazon kutatóknak, laboratóriumi dolgozóknak, akik a szerves mikroszennyezők vizsgálatával foglalkoznak. A megfogalmazott észrevételeim alapul szolgálhatnak a jelenleg érvényben lévő jogszabályok, rendeletek és szabványok felülvizsgálata és átdolgozása során. Ajánlom disszertációm a víztudomány területén tevékenykedő felsőoktatási intézmények oktatói és hallgató számára, mint kiegészítő tananyagot. Értekezésem hasznos segédlet lehet a környezetvédelem és az ivóvízbiztonság területén dolgozó szakembereknek, akik hozzám hasonlóan kiemelt feladatnak tartják a vízkészleteink és ivóvízbázisaink állapotának megőrzését az utókor számára.

## A TÉMAKÖRBE KÉSZÜLT PUBLIKÁCIÓIM

Lektorált folyóiratban megjelent cikkek:

Salamon Endre, Goda Zoltán, Berek Tamás: *Analysis of reverse osmosis filter permeability*. Pollack Periodica An International Journal for Engineering and Information Sciences, 2018. Vol. 13, No. 3, pp. 221–230  
ISSN 1788-3911

Salamon Endre; Goda Zoltán: *Coupling Riverbank Filtration with Reverse Osmosis May Favor Short Distances between Wells and Riverbanks at RBF Sites on the River Danube in Hungary*. Water, 2019, 11: 1 pp. 113-124.

Goda Zoltán: Hazai üzemelő és távlati parti szűrésű ivóvízbázisok mennyiségi és minőségi értékelése. Hadmérnök, 2019, 14:2 pp. 157-166.

Goda Zoltán: Szerves mikroszennyezők kockázatelemzése a parti szűrésen alapuló ivóvízellátásban. Hadmérnök, 2021 16(1), 79–94.

Goda Zoltán: *Az éghajlatváltozás hatásai az oldott oxigén koncentrációjára parti szűrésű vízbázisokban*. Hidrológiai Közlöny, 2021. 101(4): p. 18-25.

Könyvek, könyvfejezetek:

Goda Zoltán: *Szerves mikroszennyezők kockázatelemzése a vízi környezetben és az ivóvízellátásban*. In: Hausner Gábor (szerk.): Szemelvények a katonai



műszaki tudományok eredményeiből II., Ludovika Egyetemi Kiadó, 2020.  
Budapest. pp. 118-134., ISBN 978-963-531-441-6

Goda Zoltán: *Szerves mikroszennyezők előfordulása ivóvízbázisokban*. In: Knisz, Judit (szerk.): *Szerves mikroszennyezők a vizekben*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó (2020) pp. 107-132., ISBN: 9789635313624

Goda Zoltán: *Szerves mikroszennyezők kockázatbecslése*. In: Knisz, Judit (szerk.): *Szerves mikroszennyezők a vizekben*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó (2020) pp. 133-155., ISBN: 9789635313624

Goda Zoltán: *A vízszerezés módjai és műtárgyai*. In: Vadkeri Edit (szerk.): *Vízszerezés, víztisztítás*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó (2021) pp. 11-42., ISBN: 9789635314492

## IRODALOMJEGYZÉK

- [1.] SZLÁVIK Lajos et al.: Hidrológia-Hidraulika. Budapest, Szent István Egyetem, 2002. URL: <http://www.ontozesmuzeum.hu/download/hidrologia.pdf>, (Letöltve: 2020. 09. 01.).
- [2.] KNISZ Judit et al.: Szerves mikroszennyezők a vizekben., Budapest, Nemzeti Közszerzői Egyetem, 2020, ISBN.9789635313624
- [3.] Magyarország Alaptörvénye
- [4.] 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről.
- [5.] Az Európai Tanács 98/83/EK Irányelve az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről, 1998.
- [6.] 123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet a vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási létesítmények védelméről.
- [7.] 219/2004. (VII. 21.) Kormány rendelet a felszín alatti vizek védelméről.
- [8.] HISCOCK Kevin M., GRISCHEK Thomas: *Attenuation of groundwater pollution by bank filtration*. Journal of Hydrology, 2002. 266(3) p. 139-144, DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00158-0), URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169402001580> (Letöltve: 2020. 09. 01.).
- [9.] SZÖLLŐSI-NAGY András: *Sorsfordító a fejlődésben – 2. rész: Választott előtt a világ vízgazdálkodása*, in *A Magyar Hidrológiai Társaság által rendezett XXXVI. Országos Vándorgyűlés dolgozatai*, SZLÁVIK Lajos, Editor, Magyar Hidrológiai Társaság: Gyula, 2018; URL: <http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/36/> (Letöltve: 2021. 10. 01.).
- [10.] PADÁNYI József: *Vízkonfliktusok*. Hadtudomány A Magyar Hadtudományi Társaság folyóirata, 2015. 25 (E-szám) p. 272-284, URL: [http://real.mtak.hu/31153/1/23\\_PADANYI\\_JOZSEF.pdf](http://real.mtak.hu/31153/1/23_PADANYI_JOZSEF.pdf) (Letöltve: 2021.10.01.).
- [11.] HALÁSZ László, FÖLDI László: Környezetbiztonság. Budapest, Complex Kiadó Kft., 2009, ISBN.978-615-5305-97-9
- [12.] FÖLDI László, KUTI Rajmund: *Extreme weather phenomena, improvement of preparedness*. Hadmérnök, 2021. VII.(3) p. 60-65, URL: [http://hadmernok.hu/tartalom12\\_3.php](http://hadmernok.hu/tartalom12_3.php) (Letöltve: 2021.10.10.).
- [13.] FÖLDI László, KUTI Rajmund: *Extreme weather phenomena 2, The process of remediation*. Hadmérnök, 2014. IX.(2.) p. 250-256., URL: <http://hadmernok.hu> (Letöltve: 2020.02.09.).
- [14.] MÁDLNÉ SZŐNYI Judit et al.: Hidrogeológia. Budapest, Eötvös Loránd Tudományegyetem, 2013.
- [15.] NAGY-KOVÁCS Zsuzsanna. et al.: *Behavior of Organic Micropollutants During River Bank Filtration in Budapest, Hungary*. Water Research, 2018. 10, URL: <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/12/1861> (Letöltve: 2020. 01. 20.).
- [16.] KONDOR Attila Csaba et al.: *Occurrence of pharmaceuticals in the Danube and drinking water wells: Efficiency of riverbank filtration*. Environmental Pollution, 2020. 265 p. 114893, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114893>, URL:

- <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749120318704>  
(Letöltve: 2020. 09. 01.).
- [17.] JUHÁSZ József: Hidrogeológia. Budapest, Akadémiai Kiadó, 2016, ISBN.978 963 05 9830 9.
  - [18.] BARTHOLY Judit et al.: Meteorológiai alapismeretek. Budapest, Eötvös Loránd Tudományegyetem, 2013.
  - [19.] United States Geological Survey: *USGS Surface-Water Annual Statistics for the Nation*. URL:  
[https://waterdata.usgs.gov/nwis/annual/?referred\\_module=sw](https://waterdata.usgs.gov/nwis/annual/?referred_module=sw).
  - [20.] World Meteorological Organisation: *Hydrology and Water Resources*. URL: <https://community.wmo.int/activity-areas/hydrology-and-water-resources>.
  - [21.] ANTAL Sándor: Földtan IV: Magyarország szerkezeti és regionális földtana. Budapest, Műszaki Kiadó, 1985, ISBN.ISBN 963-10-6607-X.
  - [22.] Magyar Tudományos Akadémia Csillagászati És Földtudományi Kutatóközpont Földrajztudományi Kutatóintézet: *Felszíni és felszín alatti vizek*. 2011, URL:  
[www.mtafk.hu/konyvtar/Magyarország/Magyarország\\_terkepekben\\_Felszini\\_felszin\\_alatti\\_vizek.pdf](http://www.mtafk.hu/konyvtar/Magyarország/Magyarország_terkepekben_Felszini_felszin_alatti_vizek.pdf) (Letöltve: 2021.10.10.).
  - [23.] Food and Agriculture Organization of the United Nations: *AQUASTAT - FAO's Global Information System on Water and Agriculture*; URL:  
<https://www.fao.org/aquastat/en/databases/maindatabase>.
  - [24.] KSH: *A felszín alóli víztermelés víztípusok szerint (1985–)*, Központi Statisztikai Hivatal: Budapest, 2018; URL:  
[http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_eves/i\\_uw003.html](http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_uw003.html).
  - [25.] KARCHES Tamás et al.: Vízszerezés, víztisztítás, VADKERTI Edit (szerk.). Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó, 2021, ISBN.9789635314492.
  - [26.] KARÁCSONY Sándor, MÉSZÁROS Gábor: Vízellátás-vízszerezés. Baja, Eötvös József Főiskola, 1998.
  - [27.] Országos Vízügyi Főigazgatóság: *Magyarország Vízyűjtő-gazdálkodási Terve – 2021 - vitaanyag*: Budapest, 2021; URL:  
<https://vizeink.hu/vizgyujto-gazdalkodasi-terv-2019-2021/vgt3-vitaanyag/>  
(Letöltve: 2021.10.01.).
  - [28.] 1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról).
  - [29.] SZŰCS Péter et al.: Vízkezelésvédelem - A vízminőség-védelem aktuális kérdései. Budapest, Bíbor Kiadó, 2009.
  - [30.] HAUER F Richard, HILL Walter R.: *CHAPTER 5 Temperature, Light, and Oxygen*. 2007.
  - [31.] MÉSZÁROS Ernő, SOMLYÓDY László: *Beszélgetés a környezet két fontos közegéről - a vízről és a levegőről*. Magyar Tudomány, 2012. 10, URL:  
<http://www.matud.iif.hu/2012/10/02.htm> (Letöltve: 2021.10.01.).
  - [32.] RÁCZ László, TÖLGYESSY György: Környezeti Kémia. Budapest, EKF Líceum Kiadó, 2002.
  - [33.] RÁCZ Istvánné: Víz kémia II. Budapest, Szent István Egyetem, 2011.
  - [34.] CSIZMARIK Gábor: Hidrobiológia. Budapest, Szent István Egyetem, 2011.
  - [35.] GODA Zoltán: *A vízszerezés módjai és műtárgyai*, in Vízszerezés, Víz tisztítás, VADKERI Edit, Editor., Ludovika Egyetemi Kiadó Budapest. 2021, ISBN.9789635314492.

- [36.] Századvég Gazdaságkutató Zrt.: *A hazai víziközmű szolgáltatás aktuális helyzete*, 2018; URL: [https://www.maviz.org/fogyasztoi\\_hir/a\\_hazai\\_vizikozmu\\_szolgaltatas\\_aktualis\\_helyzeterol\\_szolo\\_tanulmany](https://www.maviz.org/fogyasztoi_hir/a_hazai_vizikozmu_szolgaltatas_aktualis_helyzeterol_szolo_tanulmany) (Letöltve: 2021.10.01.).
- [37.] VARGHA Márta: *Milyen az ivóvíz Magyarországon?*, 2019; URL: <https://tudomany.hu/cikkek/milyen-az-ivoviz-magyarorszagon-109563> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [38.] KNISZ Judit, VADKERTI Edit: *A szerves mikroszennyezők előfordulása, sorsa és hatása a környezetben.*, in Szerves mikroszennyezők a vizekben., KNISZ Judit, Editor., Nemzeti Közszerológati Egyetem Budapest. 2020, ISBN.9789635313624
- [39.] SCUDELLARI Megan: *Drugging the Environment*. Scientist, 2015. 29, URL: <https://www.the-scientist.com/features/drugging-the-environment-35077> (Letöltve: 2020.03.16.).
- [40.] RICHMOND Erinn et al.: *Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) are ecological disrupting compounds (EcoDC)*. Elem Sci Anth, 2017. 5 p. 66, DOI: 10.1525/elementa.252.
- [41.] BEAN Thomas et al.: *Behavioural and physiological responses of birds to environmentally relevant concentrations of an antidepressant*. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, 2014. 369, DOI: 10.1098/rstb.2013.0575.
- [42.] G. CALVO-FLORES Francisco et al.: *Emerging Pollutants: Origin, Structure and Properties*. 1-498, 2017.
- [43.] LI Shulan et al.: *Risks of caffeine residues in the environment: Necessity for a targeted ecopharmacovigilance program*. Chemosphere, 2020. 243 p. 125343, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125343>, URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653519325834>.
- [44.] KARKMAN Antti et al.: *Antibiotic-Resistance Genes in Waste Water*. Trends in Microbiology, 2018. 26(3) p. 220-228, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tim.2017.09.005>, URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0966842X1730210X>.
- [45.] NEU H. C.: *The crisis in antibiotic resistance*. Science, 1992. 257(5073) p. 1064-73, DOI: 10.1126/science.257.5073.1064.
- [46.] European Commission: *Priority substances under the Water Framework Directive*, 2013; URL: [https://ec.europa.eu/environment/water/water-dangersub/pri\\_substances.htm](https://ec.europa.eu/environment/water/water-dangersub/pri_substances.htm) (Letöltve: 2021.10.01.).
- [47.] ARYAL Krishna et al.: *Health Effects of Pesticide among Vegetable Farmers and the Adaptation Level of Integrated Pest Management Program in Nepal*, 2014. 2016, ISBN.10.13140/RG.2.2.23328.79363.
- [48.] NGO Anh D et al.: *Association between Agent Orange and birth defects: systematic review and meta-analysis*. International Journal of Epidemiology, 2006. 35(5) p. 1220-1230, DOI: 10.1093/ije/dyl038 %J International Journal of Epidemiology, URL: <https://doi.org/10.1093/ije/dyl038> (Letöltve: 5/4/2022).
- [49.] SZABÓ Sándor: *Az új generációs mentesítő rendszerek hatás a hazai AVB mentesítő képesség átalakítására*, in *Hadtudományi és Honvédtisztképző Kar Hadtudományi Doktori Iskola*, Nemzeti Közszerológati Egyetem Budapest, 2017; URL: <https://docplayer.hu/112196285-Az-uj-generacios->

- mentesito-rendszerek-hatasa-a-hazai-abv-mentesito-kepesség-  
atalakitasara.html (Letöltve: 2019.10.13.).
- [50.] JAYARAJ Ravindran et al.: *Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment*. Interdisciplinary toxicology, 2016. 9(3-4) p. 90-100, DOI: 10.1515/intox-2016-0012, URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28652852> URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5464684/>.
- [51.] YADAV Ishwar, DEVI Ningombam: *Pesticides Classification and Its Impact on Human and Environment*. p. 140-158. 2017, ISBN.1-62699-094-8.
- [52.] LI Zijian: *A health-based regulatory chain framework to evaluate international pesticide groundwater regulations integrating soil and drinking water standards*. Environment International, 2018. 121 p. 1253-1278, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.10.047>, URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412018317355>.
- [53.] PEREZ LUCAS Gabriel et al.: *Environmental Risk of Groundwater Pollution by Pesticide Leaching through the Soil Profile*. 2018, ISBN.978-953-51-7998-6.
- [54.] MAHMOOD Isra et al.: *Effects of Pesticides on Environment*. 2015, ISBN.978-3-319-27455-3.
- [55.] NÉBIH: *Kérdezz-felelek az élelmiszeradalékanyagokról*, Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal: Budapest, 2014; URL: <https://portal.nebih.gov.hu> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [56.] MILINKI Éva: *Ökotoxikológia és környezetvédelem*. Budapest, Eszterházy Károly Főiskola, 2013.
- [57.] KAHL Stefanie et al.: *Emerging Biodegradation of the Previously Persistent Artificial Sweetener Acesulfame in Biological Wastewater Treatment*. Environmental Science & Technology, 2018. 52, DOI: 10.1021/acs.est.7b05619.
- [58.] OROPESA A. L. et al.: *Toxic potential of the emerging contaminant nicotine to the aquatic ecosystem*. Environ Sci Pollut Res Int, 2017. 24(20) p. 16605-16616, DOI: 10.1007/s11356-017-9084-4.
- [59.] MAO Z. et al.: *Occurrence and biodegradation of nonylphenol in the environment*. Int J Mol Sci, 2012. 13(1) p. 491-505, DOI: 10.3390/ijms13010491.
- [60.] IVANKOVIĆ Tomislav, HRENOVIĆ Jasna: *Surfactants in the Environment*. Arhiv za higijenu rada i toksikologiju, 2010. 61 p. 95-110, DOI: 10.2478/10004-1254-61-2010-1943.
- [61.] 61LU Zhijiang, GAN Jay: *Analysis, toxicity, occurrence and biodegradation of nonylphenol isomers: A review*. Environment International, 2014. 73 p. 334-345, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.017>, URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412014002657>.
- [62.] 259/2012/EU rendelet a 648/2004/EK rendeletnek a fogyasztói mosószerekben és az automata mosogatógépekhez való fogyasztói mosogatószerekben használt foszfátok és más foszforvegyületek tekintetében történő módosításáról, Európai Parlament és Tanács: Strasbourg, 2012.

- [63.] MANASFI Tarek et al.: *Occurrence, origin and toxicity of disinfection byproducts in chlorinated swimming pools: An overview*. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2017. 220, DOI: 10.1016/j.ijheh.2017.01.005.
- [64.] WHO: *Chemistry of disinfectants and disinfectant by-products in Environmental Health Criteria*, World Health Organization, 2004; URL: <https://www.who.int/> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [65.] VILLANUEVA C. M. et al.: *Overview of Disinfection By-products and Associated Health Effects*. Curr Environ Health Rep, 2015. 2(1) p. 107-15, DOI: 10.1007/s40572-014-0032-x.
- [66.] LI Dan et al.: *Water Disinfection Byproducts Induce Antibiotic Resistance-Role of Environmental Pollutants in Resistance Phenomena*. Environmental Science & Technology, 2016. 50(6) p. 3193-3201, DOI: 10.1021/acs.est.5b05113, URL: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05113>.
- [67.] RATHNA Ravichandran et al.: *Recent developments and prospects of dioxins and furans remediation*. Journal of Environmental Management, 2018. 223 p. 797-806, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.095>, URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479718307473>.
- [68.] MANZETTI Sergio et al.: *Chemical Properties, Environmental Fate, and Degradation of Seven Classes of Pollutants*. Chemical Research in Toxicology, 2014. 27(5) p. 713-737, DOI: 10.1021/tx500014w, URL: <https://doi.org/10.1021/tx500014w>.
- [69.] DINKA Desta Dirbeba: *Environmental Xenobiotics and Their Adverse Health Impacts-A General Review*. Journal of Environment Pollution and Human Health, 2018. 6(3) p. 77-88, DOI: 10.12691/jephh-6-3-1, URL: <http://pubs.sciepub.com/jephh/6/3/1> (Letöltve: 2018/06/13).
- [70.] TEHRANI R., VAN AKEN B.: *Hydroxylated polychlorinated biphenyls in the environment: sources, fate, and toxicities*. Environ Sci Pollut Res Int, 2014. 21(10) p. 6334-45, DOI: 10.1007/s11356-013-1742-6.
- [71.] CARPENTER D. O.: *Polychlorinated biphenyls (PCBs): routes of exposure and effects on human health*. Rev Environ Health, 2006. 21(1) p. 1-23, DOI: 10.1515/reveh.2006.21.1.1.
- [72.] EPA: *Bisphenol A (BPA) Summary*, United States Environmental Protection Agency, 2010; URL: <https://www.epa.gov/assessing-and-managing-chemicals-under-tsca/bisphenol-bpa-summary> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [73.] WILKINSON J. et al.: *Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field*. Environ Pollut, 2017. 231(Pt 1) p. 954-970, DOI: 10.1016/j.envpol.2017.08.032.
- [74.] NIH: *Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS)*, National Institute of Environmental Health Sciences; URL: <https://www.niehs.nih.gov/health/topics/agents/pfc/index.cfm> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [75.] ANGYAL András: *Műanyag és gumi adalékok*. Veszprém, Pannon Egyetem, 2012.
- [76.] WHO: *Guidelines for Drinking Water Quality*, World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2011.

- [77.] IQBAL M. et al.: *Legacy and emerging flame retardants (FRs) in the freshwater ecosystem: A review*. Environ Res, 2017. 152 p. 26-42, DOI: 10.1016/j.envres.2016.09.024.
- [78.] KODAVANTI Prasada Rao S. et al.: *Chapter 52 - Brominated Flame Retardants and Perfluorinated Chemicals*, in Veterinary Toxicology (Third Edition), GUPTA Ramesh C., Editor., Academic Press. p. 691-707. 2018, ISBN.978-0-12-811410-0.
- [79.] LEI M. et al.: *Overview of Emerging Contaminants and Associated Human Health Effects*. Biomed Res Int, 2015. 2015 p. 404796, DOI: 10.1155/2015/404796.
- [80.] BOGEN K. T., HEILMAN J. M.: *Reassessment of MTBE cancer potency considering modes of action for MTBE and its metabolites*. Crit Rev Toxicol, 2015. 45 Suppl 1 p. 1-56, DOI: 10.3109/10408444.2015.1052367.
- [81.] AWWA: *A Water Utility Manager's Guide to Cyanotoxins*, American Water Works Association and Water Research foundation, 2015; URL: <http://www.awwa.org> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [82.] FAIGL Ferenc et al.: *Szerves fémvegyületek kémiája*. Budapest, Nemzeti tankönyvkiadó, 2001.
- [83.] BASU Niladri, JANZ David M.: *3 - Organometal(loid)s*, in Fish Physiology, TIERNEY Keith B. et al., Editors., Academic Press. p. 141-194. 2013, ISBN.1546-5098.
- [84.] GIGAULT J. et al.: *Current opinion: What is a nanoplastic?* Environ Pollut, 2018. 235 p. 1030-1034, DOI: 10.1016/j.envpol.2018.01.024.
- [85.] JIN Y. et al.: *Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice*. Sci Total Environ, 2019. 649 p. 308-317, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.353.
- [86.] BOUCHER Julien, FRIOT Damien: *Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources*. 2017, ISBN.978-2-8317-1827-9.
- [87.] COX Kieran D. et al.: *Human Consumption of Microplastics*. Environmental Science & Technology, 2019. 53(12) p. 7068-7074, DOI: 10.1021/acs.est.9b01517, URL: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>.
- [88.] ROCHMAN Chelsea M. et al.: *Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress*. Scientific Reports, 2013. 3(1) p. 3263, DOI: 10.1038/srep03263, URL: <https://doi.org/10.1038/srep03263>.
- [89.] MAASZ G. et al.: *Spatiotemporal variations of pharmacologically active compounds in surface waters of a summer holiday destination*. Sci Total Environ, 2019. 677 p. 545-555, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.286.
- [90.] VARGHA Márta: *Magyarországi vízminőségi helyzet aktualitásai*. in Magyar Víz és Szennyvíztechnikai Szövetség Ivóvíztechnológiai szakmai nap. 2017.
- [91.] DRAGON Krzysztof et al.: *Removal of Natural Organic Matter and Organic Micropollutants during Riverbank Filtration in Krajkowo, Poland*. Water, 2018. 10(1457), URL: <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/10/1457> (Letöltve: 2020. 09. 01.).
- [92.] GREENPEACE: *Tiszapalkonyai talaj- és talajvízszennyezés*; URL: <https://hu.greenpeace.org/mergezett-oroksegunk/tiszapalkonya> (Letöltve: 2021.10.01.).

- [93.] GREENPEACE: *A Budapesti Vegyiművek felszámolás alatt álló Illatos úti telephelye*; URL: <https://hu.greenpeace.org/mergezett-oroksegunk/bvm> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [94.] AQUAPLUS Kútűrő Építő és Termál-energetikai Kft.: *Szekszárd, Fadd-Dombori parti szűrőű vízbázis biztonságba helyezési terve*, 2015.
- [95.] GREENPEACE: *Bakony Művek, Veszprém*; URL: <https://hu.greenpeace.org/mergezett-oroksegunk/bakonymuvek> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [96.] SALAMON Endre, GODA Zoltán: *Coupling Riverbank Filtration with Reverse Osmosis May Favor Short Distances between Wells and Riverbanks at RBF Sites on the River Danube in Hungary*. 2019. 11(1) p. 113, DOI: <https://doi.org/10.3390/w11010113>, URL: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/1/113>.
- [97.] DEÁK József et al.: *Partiszűrőű kutak vizének eredete trícium koncentrációjuk és oxigén izotóparányaik felhasználásával*. Hidrológiai Közöny, 1992. 72(4) p. 204-210, URL: [https://adt.arcanum.com/hu/view/HidrológiaiKozlony\\_1992/?query=pet%C5%91fi%20OR%20kossuth%20OR%20j%C3%B3kai%20OR%20arany&pg=216](https://adt.arcanum.com/hu/view/HidrológiaiKozlony_1992/?query=pet%C5%91fi%20OR%20kossuth%20OR%20j%C3%B3kai%20OR%20arany&pg=216) (Letöltve: 2020.05.16.).
- [98.] DEÁK József et al.: *Ásványvizeink eredetének eredetiségének és védettségének vizsgálata*. Bányászat, 2011. 81, URL: [https://matarka.hu/clik.php?cikkmutat=1644779&mutat=http://www.matarka.hu/koz/ISSN\\_1417-5398/81k\\_2011/ISSN\\_1417-5398\\_81k\\_2011\\_069-078.pdf](https://matarka.hu/clik.php?cikkmutat=1644779&mutat=http://www.matarka.hu/koz/ISSN_1417-5398/81k_2011/ISSN_1417-5398_81k_2011_069-078.pdf) (Letöltve: 2021.10.12.).
- [99.] USGS United States Geological Survey: *Report of Stable Isotopic Composition - Hydrogen and Oxygen Isotopes in Water*: Reston, Virginia, 2020; URL: <https://www.usgs.gov/media/files/rsil-report-stable-isotopic-comp-reference-material-usgs48-025> (Letöltve: 2020.06.15.).
- [100.] KÁRMÁN et al.: *Transit time determination for a riverbank filtration system using oxygen isotope data and the lumped-parameter model*. Hydrological Sciences Journal, 2014. 59, DOI: 10.1080/02626667.2013.808345.
- [101.] SALAMON Endre: *A szerves mikroszennyezők kimutatása a környezetből*, in Szerves mikroszennyezők a vizekben, KNISZ Judit, Editor., Ludovika Egyetemi Kiadó Budapest. 2020, ISBN.9789635313624
- [102.] NAGY-KOVÁCS Zsuzsanna et al.: *Szerves mikroszennyező anyagok (pesticidek és PAH vegyületek) viselkedése a parti szűrő folyamatában Budapesten*. Hidrológiai Közöny, 2019. 99(2), URL: [http://www.hidrologia.hu/mht/letoltes/HK2019\\_02\\_4.pdf](http://www.hidrologia.hu/mht/letoltes/HK2019_02_4.pdf) (Letöltve: 2020.03.16.).
- [103.] MÁTRAI Ildikó: *Víztisztítási alapfolyamatok*, in Vízszerezés, Vízisztítás, VADKERTI Edit, Editor., Ludovika Egyetemi Kiadó Budapest. 2021, ISBN.9789635314492.
- [104.] POPOWICH Aleksandra et al.: *Removal of nanoparticles by coagulation*. 2015. 38 p. 168-71, URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23973474/> (Letöltve: 2020.03.16.).
- [105.] KIM Moon-Kyung, ZOH Kyung-Duk: *Occurrence and removals of micropollutants in water environment*. Environmental Engineering Research, 2016. 21 p. 319-332, DOI: 10.4491/eer.2016.115.



- [106.] MATAMOROS V. et al.: *Occurrence and behavior of emerging contaminants in surface water and a restored wetland*. Chemosphere, 2012. 88(9) p. 1083-9, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.04.048.
- [107.] SUAREZ S. et al.: *Pre-treatment of hospital wastewater by coagulation-flocculation and flotation*. Bioresour Technol, 2009. 100(7) p. 2138-46, DOI: 10.1016/j.biortech.2008.11.015.
- [108.] ASAKURA H., MATSUTO T.: *Experimental study of behavior of endocrine-disrupting chemicals in leachate treatment process and evaluation of removal efficiency*. Waste Manag, 2009. 29(6) p. 1852-9, DOI: 10.1016/j.wasman.2008.11.030.
- [109.] NAM S. W. et al.: *Occurrence and removal of selected micropollutants in a water treatment plant*. Chemosphere, 2014. 95 p. 156-65, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.08.055.
- [110.] SIROCKI Alexander R. et al.: *Removal of Ibuprofen from Drinking Water using Adsorption*, Worcester Polytechnic Institute, 2013; URL: <https://digital.wpi.edu/show/h989r465n> (Letöltve: 2021.04.13.).
- [111.] HERNÁNDEZ-LEAL L. et al.: *Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon*. Water Research, 2011. 45(9) p. 2887-2896, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.009>, URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411001205>.
- [112.] NAM S. W. et al.: *Adsorption characteristics of selected hydrophilic and hydrophobic micropollutants in water using activated carbon*. J Hazard Mater, 2014. 270 p. 144-52, DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.01.037.
- [113.] MAYNARD E., WHAPHAM C.: *3 - Quality and supply of water used in hospitals* ☆, in Decontamination in Hospitals and Healthcare (Second Edition), WALKER Jimmy, Editor., Woodhead Publishing. p. 45-69. 2020, ISBN.978-0-08-102565-9.
- [114.] PHADUNGHUS Katanchalee et al.: *Efficiencies of NF and RO Membranes on Pharmaceutical Removal and Membrane Fouling Effects*. 2017. 21 p. 101-112, URL: <https://engj.org/index.php/ej/article/view/1223> (Letöltve: 2021.05.06.).
- [115.] KOVÁTS Nóra, PAULOVITS Gábor: *Ökológiai kockázatelemzés és becslés, mint vizes élőhelyek kezelését megalapozó metodológia*, in A Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem Környezettudományi Intézetének Tanulmányai, KERÉKES Sándor ,KISS Károly, Editors, Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem: Budapest, 2001; URL: <http://unipub.lib.uni-corvinus.hu/105/> (Letöltve: 2020.02.28.).
- [116.] CHAI CHING HSIA Ivy et al.: *Using CHARM Modelling to Decide the use and Discharge of Surfactant at an Offshore EOR Project*. 2018, ISBN.10.2118/192715-MS.
- [117.] PETROVIĆ Mira et al.: *Liquid chromatography–tandem mass spectrometry for the analysis of pharmaceutical residues in environmental samples: a review*. Journal of Chromatography A, 2005. 1067(1) p. 1-14, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.10.110>, URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021967304021648>).
- [118.] GROS Meritxell et al.: *Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes*.

- Environment International, 2010. 36(1) p. 15-26, DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.09.002>, URL:  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016041200900186X>.
- [119.] MOLNÁR Mónika et al.: Tiered approach for environmental risk assessment of emerging pollutants in aquatic systems. 2014.
- [120.] FARKAS Orsolya: *Mennyiségi szerkezet-hatás összefüggések retenció indexek és biológiai aktivitás előrejelzésére*, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem: Budapest, 2007; URL:  
<http://hdl.handle.net/10890/691> (Letöltve: 2021.07.18.)
- [121.] ÖLLÖS Géza: Természetes és antropogén szerves anyagok. Budapest, Közlekedési Dokumentációs Kft., 2007.
- [122.] EPA: *Ecological Structure Activity Relationships (ECOSAR) Predictive Model*; URL: <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [123.] DE JESUS GAFFNEY Vanessa et al.: *Occurrence of pharmaceuticals in a water supply system and related human health risk assessment*. Water Research, 2015. 72 p. 199-208, DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.027>, URL:  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414007258> (Letöltve: 2020. 09. 01.).
- [124.] EPA: *Guidance on Selecting Age Groups for Monitoring and Assessing Childhood Exposures to Environmental Contaminants*. Risk Assessment Forum, EPA/630/P-03/003F., U.S. Environmental Protection Agency: Washington, 2005; URL: <https://www.epa.gov/risk/guidance-selecting-age-groups-monitoring-and-assessing-childhood-exposures-environmental> (Letöltve: 2020.10.30.).
- [125.] EPA: *Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables*, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, 2018; URL: <https://www.epa.gov/sdwa/drinking-water-contaminant-human-health-effects-information> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [126.] KONDOR Attila Csaba et al.: *Occurrence and health risk assessment of pharmaceutically active compounds in riverbank filtrated drinking water*. Journal of Water Process Engineering, 2021. 41 p. 102039, DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102039>, URL:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714421001264>.
- [127.] THOMAIDI V. S. et al.: *Risk assessment of PFASs in drinking water using a probabilistic risk quotient methodology*. Science of The Total Environment, 2020. 712 p. 136485, DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136485>, URL:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719364812>.
- [128.] KHAN U., NICELL J.: *Human Health Relevance of Pharmaceutically Active Compounds in Drinking Water*. Aaps j, 2015. 17(3) p. 558-85, DOI:  
[10.1208/s12248-015-9729-5](https://doi.org/10.1208/s12248-015-9729-5).
- [129.] LIN Huiju et al.: *Pharmaceutically active compounds in the Xiangjiang River, China: Distribution pattern, source apportionment, and risk assessment*. Science of The Total Environment, 2018. 636 p. 975-984, DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.267>, URL:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971831444X>.

- [130.] CUNNINGHAM Virginia L. et al.: *Human health risk assessment from the presence of human pharmaceuticals in the aquatic environment*. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 2009. 53(1) p. 39-45, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2008.10.006>, URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273230008002444>).
- [131.] AMR: *List of Predicted No-Effect Concentrations (PNECs)*, AMR Industry Alliance Antibiotic Discharge Targets; URL: [https://www.amrindustryalliance.org/wp-content/uploads/2018/09/AMR\\_Industry\\_Alliance\\_List-of-Predicted-No-Effect-Concentrations-PNECs.pdf](https://www.amrindustryalliance.org/wp-content/uploads/2018/09/AMR_Industry_Alliance_List-of-Predicted-No-Effect-Concentrations-PNECs.pdf) (Letöltve: 2021.10.01.).
- [132.] ASTRAZENECA: *Environmental Risk Assessment Data, Quetiapine*, Astrazeneca; URL: <https://www.astrazeneca.com/content/dam/az/our-company/Sustainability/2017/Quetiapine.pdf> (Letöltve: 2021.10.01.).
- [133.] Danish Ministry of the Environment: *Benzotriazole and Tolyltriazole*, Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency; URL: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2013/12/978-87-93026-81-0.pdf> (Letöltve: 2021.10.01.).

## ÁBRÁK JEGYZÉKE

- 1. ábra: A hidrológiai ciklus ábrázolása (a szerző munkája)
- 2. ábra: Az édesvízkészletek megoszlása a kontinensek között (a szerző munkája USGS [19] és WMO alapján [20])
- 3. ábra: A Magyarországra érkező és távozó vízfolyások átlagos vízhozama (a szerző munkája a Magyar Tudományos Akadémia Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont Földrajztudományi Kutatóintézet alapján [22])
- 4. ábra: Európa országainak egy főre jutó belső megújuló vízkészletének adatai (a szerző munkája az ENSZ Élelmezési és Mezőgazdasági Szervezete (FAO) alapján [23])
- 5. ábra: A hazai víztermelés arányai víztípusok szerint, 2020-ban. (a szerző munkája a KSH adatai alapján [24])
- 6. ábra: Felszín alatti víztípusok és egymáshoz viszonyított elhelyezkedésük (a szerző munkája)
- 7. ábra: A parti szűrésű vízbázis elhelyezkedése és folyamatai (a szerző munkája)
- 8. ábra: A védőterületek és a védőövezetek felosztása (a szerző munkája)
- 9. ábra: Az ivóvízellátás egyszerűsített folyamatábrája (a szerző munkája)
- 10. ábra: Az ivóvíz minőségét veszélyeztető szennyezőanyagok az ivóvízellátás egyes szakaszaiban. (a szerző munkája Vargha M. alapján [37])
- 11. ábra: A gyógyszermaradványok lehetséges forrásai és transzmissziós útjai a környezetben (a szerző munkája Scudellari M., 2015. [39], Richmond et al., 2017. [40], és Bean et al., 2014. [41] alapján)
- 12. ábra: A peszticidek csoportosítása (a szerző munkája Jayaraj et. al. [50] és Yadav et. al. [51] alapján)

13. ábra: A felületaktív anyagok elvi felépítése (a szerző munkája)
14. ábra: A felületaktív anyag kölcsönhatása a szennyezőanyaggal (a szerző munkája)
15. ábra: A dioxinok és furánok forrásai (a szerző munkája Knisz et. al., 2020 alapján [2])
16. ábra: A szerves mikroszennyezők forrásai és transzmissziós folyamatai (a szerző munkája Knisz et. al. alapján [2])
17. ábra: Szerves mikroszennyezők koncentrációja és a szivárgási úthossz kapcsolata a Warta-folyó poznańi szakaszán (Dragon et. al., 2019 alapján [91])
18. ábra: Egyes szerves mikroszennyezők koncentrációja a Warta-folyóban és a folyótól különböző távolságban üzemelő kutakban (Dragon et. al., 2019 alapján [91])
19. ábra: A derítés folyamata (a szerző munkája Popowich et. al. 2015. alapján [104])
20. ábra: Az adszorpció folyamata aktív szénen (a szerző munkája Sirocki et. al. alapján [110])
21. ábra: A membránszűrő felépítése (Maynard és Whapham, 2020. alapján [113])
22. ábra: A membrántechnológiák jellemző mérettartománya (a szerző munkája)
23. ábra: A kockázatok térbeli szintjei (a szerző munkája)
24. ábra: A PEC/PNEC és a HQ/RQ összefüggései (a szerző munkája Hsia, I.C.C. et al., 2018., alapján [116])
25. ábra: Kockázati tényezők egyes szerves mikroszennyezők esetén a budapesti parti szűrési vízbázisokban mért értékek alapján (a szerző munkája)
26. ábra: A vezetékes ivóvízfogyasztás gyakoriságának megoszlása a kérdőívet kitöltők között. (a szerző munkája)
27. ábra: Az ivóvíz minőségére, biztonságosságára és egészségességére vonatkozó válaszok arányai. (a szerző munkája)
28. ábra: A válaszadók megítélése az egyes szerves mikroszennyezők ivóvízben való előfordulásáról és mennyiségéről (a szerző munkája)
29. ábra: A szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázatának megítélése a kérdőívet kitöltők véleménye alapján (a szerző munkája)
30. ábra: A hazai népesség körében előforduló egyes betegségek kialakulása és a szerves mikroszennyezők közötti kapcsolat megítélése felnőttek (a), gyermekek (b) és férfiak (c) esetében a kérdőívet kitöltők véleménye alapján (a szerző munkája)

## TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

- I. táblázat: A Föld víztározó közegeiben tárolt vízmennyiségek és átlagos tartózkodási idejük. (Szlávik et. al. alapján [1])
- II. táblázat: Magyarországon előforduló víztest-típusok aránya és területi megoszlása (Magyarország Vízyűjtő-gazdálkodási Terve vitaanyag alapján [27])

III. táblázat: Felszín alatti vízbázisok védőidomainak, védőövezeteinek méretezése elérési idők alapján (123/1997. (VII. 18.) Korm. rendelet alapján [6])

IV. táblázat: A karbonát keménység és a német keménységi fok közötti összefüggés és skála (Rácz, 2011 alapján. [33])

V. táblázat: A szerves mikroszennyezők csoportjai (Knisz et. al. alapján [38])

VI. táblázat: Szerves mikroszennyezők előfordulása a Duna budapesti szakaszán 2017-ben. (Nagy-Kovács et. al., 2019 alapján [15])

VII. táblázat: Szerves mikroszennyezők a Warta-folyó poznańi szakaszán 2017-ben (Dragon et. al., 2019 alapján [91])

VIII. táblázat A hidrogén és oxigén stabil izotópok előfordulásának aránya a környezetben [98].

IX. táblázat A kutatásba bevont termelőkutak, talajvízkút és a felszíni víz mintavételi pont alapvető adatai.

X. táblázat A vízmintákban mért stabil izotópok arányának eltérése a nemzetközi standardtól.

XI. táblázat A kutatásba bevont termelőkutak parti szűrt víz arányai a mért stabil izotópok alapján.

XII. táblázat A kutatás során vizsgált szerves mikroszennyezők listája.

XIII. táblázat: Szerves mikroszennyezők átlagos koncentrációja a Duna budapesti szakaszán és a parti szűrészű kutakban (ng/l) (Nagy-Kovács et. al., 2019 alapján [15])

XIV. táblázat: Az ivóvízkezelésben alkalmazott gyakoribb eljárások és folyamatok (Mátrai I., 2021. alapján [103])

XV. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők derítéssel történő eltávolításának hatásfoka (Moon-Kyung, K. et. al., 2016. alapján [105])

XVI. táblázat: Por alakú aktív szén (PAC) és granulált aktív szén (GAC) hatékonysága egyes szerves mikroszennyező eltávolításában (Moon-Kyung et. al. alapján [105])

XVII. táblázat: A nanoszűrés és a fordított ozmózis hatékonysága egyes szerves mikroszennyezők eltávolításában (Phadunghus et. al., 2017. alapján [114])

XVIII. táblázat: Példák a rangsorolás alapú kockázatbecslés vizsgálati szempontjaira (Molnár M. et al., 2010. alapján [119])

XIX. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők összesített kockázati tényezőn alapuló rangsorolása (Molnár M. et al., 2010. alapján [119])

XX. táblázat: Szerves mikroszennyezők mért maximális koncentrációja a Szentendrei-sziget, a Csepel-sziget és a budapesti szakasz parti szűrészű kútjaiban (Nagy-Kovács et. al. [15] és Kondor et. al. [16] alapján)

XXI. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők ADI és DWEL értékei, valamint számított kockázati tényezői (a szerző munkája).

## **MELLÉKLETEK**