

Doktori (PhD) értekezés

Goda Zoltán

2022

NEMZETI KÖZSZOLGÁLATI EGYETEM
Katonai Műszaki Doktori Iskola

Goda Zoltán

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

Doktori (PhD) értekezés

Témavezető:

Prof. dr. Földi László

.....

Aláírással ellátva

Budapest, 2023

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés.....	6
1.1. A tudományos probléma megfogalmazása.....	7
1.2. Hipotézisek.....	8
1.3. Kutatási célkitűzések.....	9
1.4. Kutatási módszerek	9
2. A releváns szakirodalom áttekintése	11
2.1. Vízkészletek és vízellátás	11
2.1.1. Vízkészletek előfordulása és megoszlása a Földön.....	11
2.1.2. Magyarország vízkészlete.....	15
2.1.2.1. Felszíni vizeink a vízkörforgalomban.....	16
2.1.2.2. Felszín alatti vizeink a vízkörforgalomban.....	17
2.1.2.3. Hazai felszín alatti víztestek jellemzői és területi megoszlása	18
2.1.3. Az ivóvízellátás folyamata	19
2.1.3.1. Vízszerezés felszíni vízből	20
2.1.3.2. Vízszerezés felszín alatti vízből.....	21
2.1.3.3. Az ivóvíz megfelelő minőségének biztosítása.....	21
2.1.3.4. Az ivóvíz továbbítása és elosztása.....	23
2.1.4. Az ivóvíz megfelelő minőségét kockáztató tényezők	23
2.2. A parti szűrésű vízszerezés	25
2.2.1. A parti szűrés felfedezésének és alkalmazásának múltja	25
2.2.2. A parti szűrésű technológia megjelenése Magyarországon.....	28
2.2.3. Parti szűrésű vízszerezés napjainkban.....	30
2.2.4. Parti szűrésű vízbázisok Magyarországon.....	35
2.2.5. A parti szűrés folyamatai	37
2.3. Szerves mikroszennyezők a környezetben	38
2.3.1. Szerves mikroszennyezők csoportosítása és eredete	41

2.3.1.1.	Gyógyszermaradványok	42
2.3.1.2.	Pszichoaktív szerek.....	43
2.3.1.3.	Kozmetikai és testápoló szerek.....	44
2.3.1.4.	Rezisztencia gének.....	45
2.3.1.5.	Peszticidek	45
2.3.1.6.	Életviteli termékek, élelmiszer adalékanyagok.....	48
2.3.1.7.	Felületaktív anyagok.....	49
2.3.1.8.	Szerves fertőtlenítési melléktermékek	51
2.3.1.9.	Égési melléktermékek.....	52
2.3.1.10.	Egyéb ipari eredetű vegyületek.....	53
2.3.1.11.	Toxinok.....	54
2.3.1.12.	Fémorganikus vegyületek	55
2.3.1.13.	Mikro- és nanoműanyagok	55
2.3.2.	A szerves mikroszennyezők jogi háttere, szabályozása	57
2.3.3.	Szerves mikroszennyezők előfordulása hazai ivóvízbázisokban	59
2.3.3.1.	Szerves mikroszennyezők előfordulása felszíni vizekben.....	60
2.3.3.2.	Szerves mikroszennyezők előfordulása felszín alatti ivóvízbázisokban.....	64
2.3.3.3.	Szerves mikroszennyezők előfordulása talajvízbázisokban	64
2.3.3.4.	Szerves mikroszennyezők előfordulása rétegvízbázisokban	65
2.3.3.5.	Szerves mikroszennyezők előfordulása karsztvízbázisokban.....	66
2.3.3.6.	Szerves mikroszennyezők előfordulása és viselkedése parti szűrésű vízbázisokban.....	67
2.3.3.7.	Szerves mikroszennyezők előfordulása budapesti parti szűrésű vízbázisokon	68
2.3.3.8.	Mikroszennyezők koncentrációjának csökkenése és a szivárgási úthossz kapcsolata	69
2.3.4.	Az alkalmazott ivóvíztisztító technológiák hatékonysága a szerves mikroszennyezők eltávolításában	71

2.3.4.1.	Szerves mikroszennyezők eltávolításának lehetőségei az ivóvíztisztítás folyamatában	72
2.3.4.2.	Derítés: a koaguláció, flokkuláció, és a szedimentáció folyamata	73
2.3.4.3.	Adszorpció: aktív szén alkalmazása technológiai folyamatokban.....	76
2.3.4.4.	Klórozás, ózonozás és UV-fény.....	79
2.3.4.5.	Membrántechnológiák	80
2.4.	Részkövetkeztetések.....	83
3.	A kutatás során alkalmazott módszerek bemutatása	85
3.1.	Parti szűrt víz arány meghatározása stabil izotóparány vizsgálatával.....	85
3.2.	Szerves mikroszennyezők vizsgálatának módszerei	87
3.3.	Szerves mikroszennyezők kockázatbecslésének módszerei.....	88
3.3.1.	Szerves mikroszennyezők ökológiai kockázatbecslése	88
3.3.2.	Kockázati tényező meghatározása	90
3.3.3.	Kockázati tényező meghatározása ivóvíz esetében	92
3.3.4.	Pontozás és rangsorolás alapú kockázatbecslés.....	94
3.3.5.	SAR és QSAR modellek.....	96
3.3.6.	Az ECOSAR-modell	96
3.4.	A kérdőíves kutatás módszerei.....	97
3.5.	Részkövetkeztetések.....	99
4.	A vizsgálatok részletei, eredményei és értékelésük.....	100
4.1.	Parti szűrt víz arány meghatározása a bajai ivóvízbázis kútjaiban stabil izotópos módszerrel.....	100
4.1.1.	Részkövetkeztetések.....	103
4.2.	Szerves mikroszennyezők vizsgálata üzemelő vízbázison és félüzemi körülmények között.....	103
4.2.1.	Parti szűrés modellezése és összekapcsolása fordított ozmózissal laboratóriumi körülmények között	103

4.2.2. Szerves mikroszennyezők előfordulásának vizsgálata a bajai parti szűrésű vízbázison	108
4.2.3. Részkövetkeztetések	109
4.3. Szerves mikroszennyezők kockázatbecslése Budapest ivóvízellátásban	110
4.3.1. Kockázati tényező meghatározása egyes szerves mikroszennyezők esetében	110
4.3.2. Részkövetkeztetések	115
4.4. Kérdőíves kutatás a hazai lakosság szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos ismereteinek és véleményének felmérésére	117
4.4.1. A kérdőíves kutatás bemutatása.....	117
4.4.2. A felmérés eredményeinek részletezése	118
4.4.2.1. Az ivóvízfogyasztással és az ivóvíz általános minőségével kapcsolatos kérdések	118
4.4.2.2. Az ivóvíz minőségének megítélése szerves mikroszennyezők szempontjából	120
4.4.3. Részkövetkeztetések	126
Az elvégzett kutatás összefoglalása	127
Összegzett következtetések	128
Új tudományos eredmények, tézisek.....	130
A kutatási eredmények gyakorlati felhasználhatósága.....	131
Ajánlások.....	131
A témakörben készült publikációim.....	132
Irodalomjegyzék.....	133
Ábrák jegyzéke.....	142
Táblázatok jegyzéke	143
Melléletek.....	144

1. BEVEZETÉS

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 km³, ám ennek túlnyomó része emberi fogyasztásra, felhasználásra közvetlenül nem alkalmas (Szlávik *et al.*, 2002). 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. Részben 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 (Knisz *et al.*, 2020).

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 (Knisz *et al.*, 2020).

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 – Magyarország az elsők között tiltotta 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 mentik meg, vagy teszik 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 érvényesítsünk el gondosan megtervezett forgatókönyv alapján határozott lépéseket kell tennünk. Ennek első lépése lehet a szerves mikroszennyezők okozta kockázatok pontos meghatározása.

1.1. A tudományos probléma megfogalmazása

Az ivóvíz minőségi követelményeinek jogi háttérét az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről szóló 201/2001. (X.25.) Kormányrendelet alapozza meg. Ez a rendelet az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről szóló 98/83/EK tanácsi irányelv alapján és annak mindenben megfelelően jött létre. E direktívát később az EU 2020/2184. számú irányelve váltotta fel. Ezek részletesen szabályozzák az ivóvíz minőségével kapcsolatos elvárásokat és követelményeket. Az egyes szennyezőanyagokra megállapított határértékek az egészséges és biztonságos ivóvíz előállításának alapjai.

Azonban problémát jelent, hogy a szerves mikroszennyezők jelentős része – részben a rendelkezésünkre álló meglehetősen kevés információ miatt – nem képezi részét az ivóvíz minőségét szabályzó rendeleteknek és a rutin vízminőség vizsgálatoknak. Ez alól persze vannak kivételek, a szabályozás alá eső szerves mikroszennyezőket és azok jogi háttérét a 2.3.2. fejezetben mutatom be.

A tudományos közösség csak a legutóbbi évtizedekben fordult e szennyezőanyagok mélyreható kutatása felé, az eredmények publikálása pedig napjainkban is folyamatos. Az egyik legfőbb problémát az jelenti, hogy bár az egyre növekvő adatbázisoknak köszönhetően folyamatosan bővülnek az ismereteink a szerves mikroszennyezők környezeti jelenlétéről, az egészségügyi hatásaikról továbbra sincsenek megfelelően pontos információink. Sok esetben évek, illetve évtizedek szükségesek ahhoz, hogy egy vegyületről kiderüljenek az egészségügyi és ökotoxikológiai hatásai. A jogalkotás egyébként is meglehetősen lassú rendszere részben ezen információhiány miatt csak lassan, apránként képes beemelni a szerves mikroszennyezők kérdéskörét az alkalmazott rendelkezésekbe és szabályzásokba (Knisz & Vadkerti, 2020).

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.

1.2. Hipotézisek

A témához kapcsolódó szakirodalom tanulmányozását és a kutatási célkitűzéseim meghatározását követően az alábbi hipotéziseket állítottam fel:

1. Igazolható, hogy a H/D és a $^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$ stabil izotóparány vizsgálatának módszerével a szűrt víz aránya meghatározható a bajai parti szűrésű vízbázis kútjaiban, így ez az eljárás jól alkalmazható a modellezésen alapuló meghatározás kiváltására.
2. Feltételezésem szerint a budapesti parti szűrésű vízbázisokban előforduló szerves mikroszennyezők koncentrációja jelenleg nem ér el olyan kritikus értéket, amely kockázatot jelentene az ivóvizet fogyasztó lakosságra, azaz szerves mikroszennyezők szempontjából a budapesti ivóvíz biztonsággal fogyasztható.
3. Feltételezhető, hogy a hazai lakosság azon csoportja, amely jelen van a közösségi médiafelületeken és az ivóvíz minőségével kapcsolatos információit legalább részben online médiumokból szerzi, a szerves mikroszennyezők ivóvízellátásra és humán egészségügyre gyakorolt kockázatának mértékét jelentősnek ítéli meg és tart az ivóvízből szervezetbe jutó szerves mikroszennyezők egészségkárosító hatásától.

1.3. Kutatási célkitűzések

Kutatómunkám alapvetően parti szűrésű ivóvízbázisok működésének és folyamatainak pontosabb megértéséhez kapcsolódik. Vizsgálataimat főleg Baja város vízbázisán folytattam, amely negyven éve folyamatosan üzemel. A vízbázis bár meglehetősen régóta működik, ezidáig nem volt tudományos kutatómunka helyszíne, így egyes vizsgálatokat elsőként végezhettem el rajta. Kutatásom során felhasználtam budapesti vízbázisok szakirodalomban publikált adatsorait is.

Munkám kezdeti lépéseként meghatároztam kutatási célkitűzéseimet, amelyek alapján kutatásomat felépítettem:

1. A bajai vízbázis parti szűrt víz arányának meghatározása a H/D és $^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$ stabil izotópok arányának vizsgálatával. Ilyen vizsgálat ezen a vízbázison ezidáig nem zajlott, csupán hidrogeológiai vizsgálatokon alapuló modellszámítás képezte a minősítés alapját.
2. A parti szűrés folyamatainak modellezése laboratóriumi körülmények között egy félüzemi modell-berendezésen. A cél a szerves mikroszennyezők koncentráció-változásának vizsgálata volt.
3. Egyes szerves mikroszennyezők jelenlétének és koncentrációjának vizsgálata a bajai vízbázis parti szűrésű kútjaiban és a Dunában. A céлом a vizsgált vegyületek koncentráció-változásának megfigyelése volt a parti szűrés folyamatában.
4. Szerves mikroszennyezők ivóvízfogyasztásra gyakorolt humán egészségügyi kockázatbecslésének elkészítése parti szűrésű vízbázisok vízminőségi adatsorai alapján. Amennyiben a 2. és 3. pontban megfogalmazott célok nem eredményeznek használható adatsorokat, úgy már publikált adatsorok felhasználásával folytatom a munkát.
5. A hazai lakosság szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos ismereteinek és véleményének felmérése és értékelése. Egy kérdőíves kutatás eredményeit vetem össze a saját kockázatelemzésem megállapításaival.

Kutatómunkámat elsősorban olyan vizsgálatokra építettem fel, amelyek a vizsgálatba bevont vízbázison ezidáig nem történtek meg.

1.4. Kutatási módszerek

Kutatásomat az előzetesen meghatározott célkitűzések alapján végeztem el annak érdekében, hogy a szakirodalmi feltárást és elemzést követően 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.
- Vizsgálatokat végeztem a kutatásba bevont vízbázis kútjaiban egyrészt a parti szűrt víz arányának meghatározására, másrészt pedig a szerves mikroszennyezők koncentrációjának megállapítására.
- Összeállítottam és üzemeltettem egy, a parti szűrés folyamatait modellező laboratóriumi félüzemi berendezést.
- 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.

A kutatómunkám egyes feladataihoz kapcsolódó vizsgálati módszereket a *3. fejezetben* részletesen bemutatom.

2. A RELEVÁNS SZAKIRODALOM ÁTTEKINTÉSE

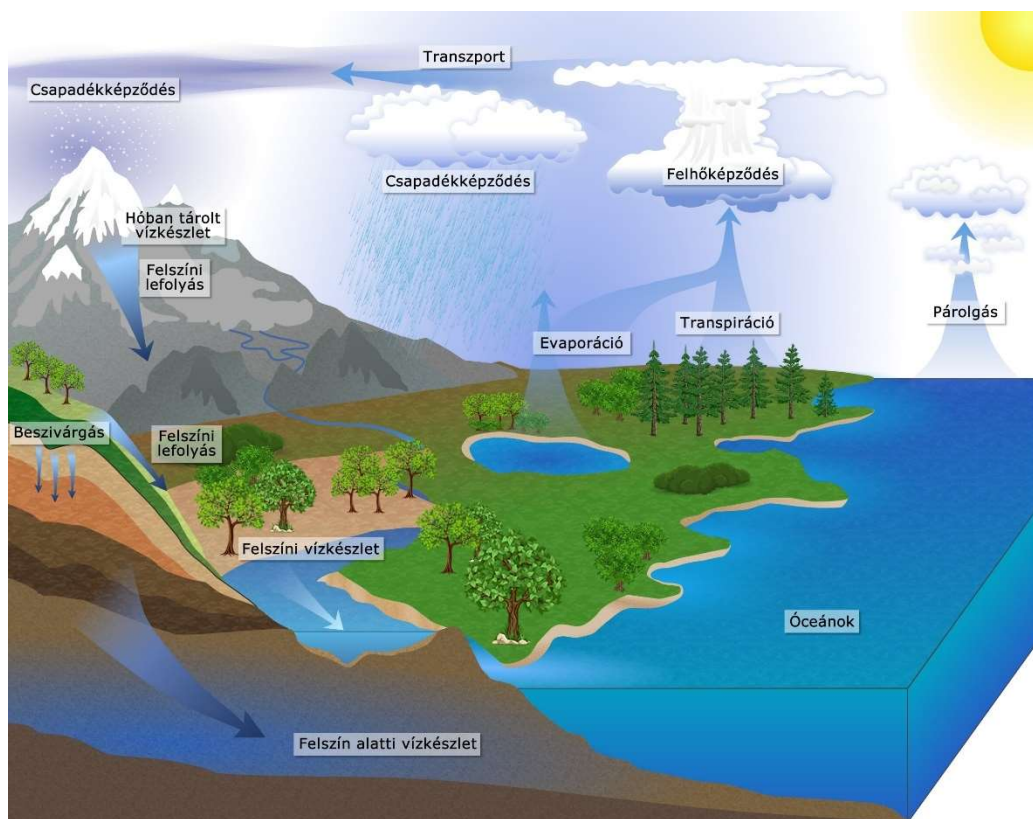
2.1. Vízkészletek és vízellátás

A Föld teljes vízkészlete 1,386 milliárd km³-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 az egyre növekvő vízigényű emberi populáció mérete jelentősen nőtt az elmúlt néhány száz évben (Szöllősi-Nagy, 2018). 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 fordul elő elsősorban az Északi-sarkon, az Antarktiszon, valamint magashegységek gleccsereiben és a permafrosztban. A maradék édesvíz felszíni és felszín alatti víztartókban raktározódik (Szlávik *et al.*, 2002).

2.1.1. 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 km³ 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* (Juhász, 2016). A hidrológiai ciklus egyszerűsített folyamata az 1. ábrán látható.



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 (Juhász, 2016).

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 transpirációja révén kerül a víz az atmoszférába. A földi légkör legalsó rétege a troposféra 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 jégzemcséket képezhetnek. Az így keletkező csapadék lehullik, egy része eközben elpárolog, másik része pedig szélsőséges területi és időbeni eloszlásban elérheti a földfelszínt (Szlávik *et al.*, 2002).

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 1. táblázat az egyes tározó közegekben előforduló víz mennyiségi mutatóit, valamint az átlagos tartózkodási időket foglalja össze.

1. táblázat: A Föld víztározó közegeiben tárolt vízmennyiségek és átlagos tartózkodási idejük. (Szlávik *et al.*, 2002 alapján)

Víztározó közeg	Víz-tömeg [millió km ³]		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	
Folyók	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:

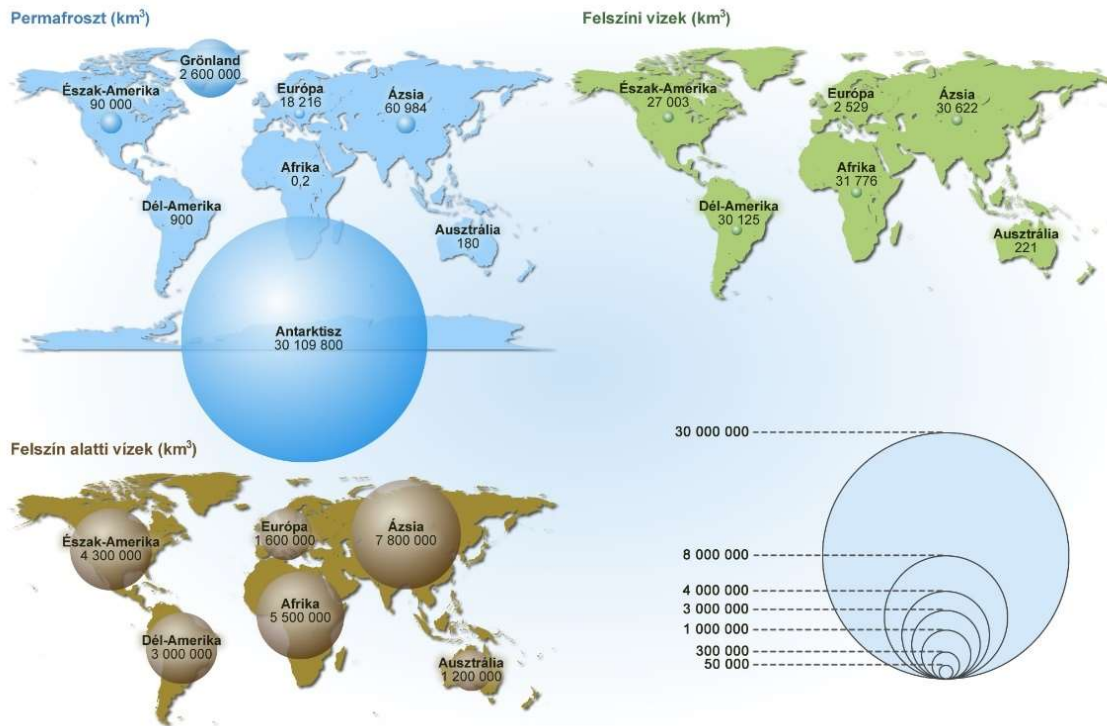
$$V_1 = C + c - F - P,$$

ahol C és c az adott területre időegység alatt hulló makro és mikrocsapadék¹, F és P pedig a lefolyás és párolgás útján távozó vízmennyiség (Bartholy *et al.*, 2013).

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, 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.

¹A légkörben lévő vízgőz felszíni tereptárgyakra történő közvetlen kicsapódása révén létrejövő csapadék.



2. ábra: Az édesvízkészletek megoszlása a kontinensek között (a szerző munkája USGS és WMO adatai alapján)

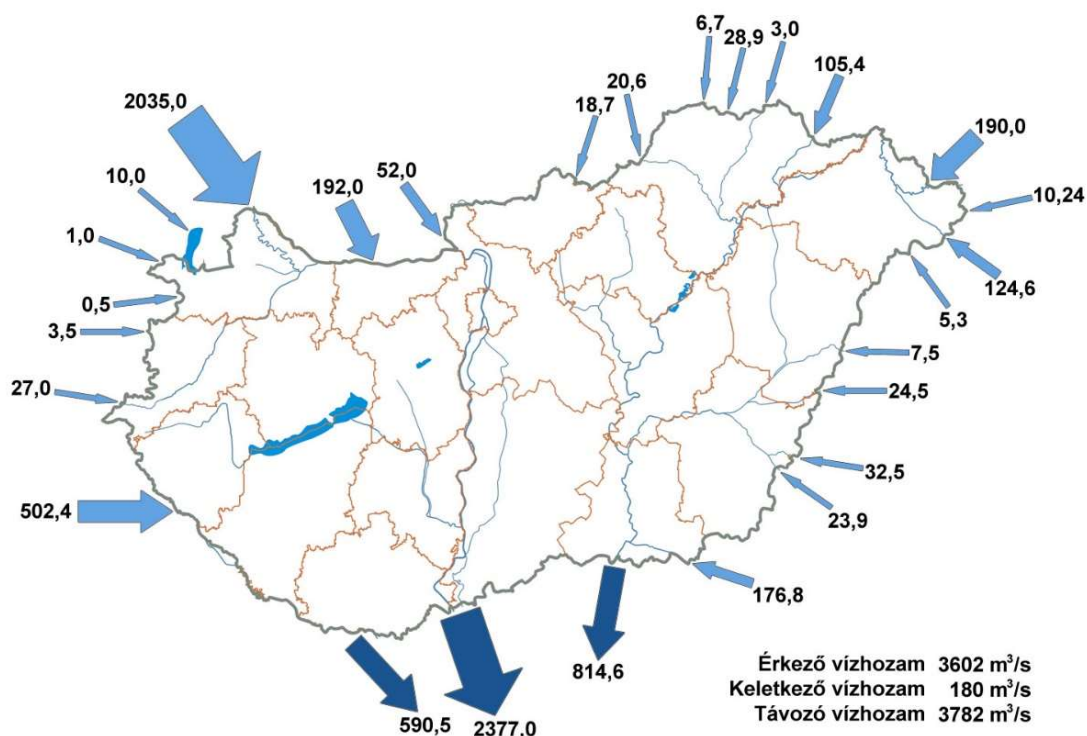
A kontinensekre jellemző vízállapotok között tehát szembevetendő a különbség, de egyenlőtlenségekre, mennyiségi és minőségi különbségekre Magyarország vízrajzát vizsgálva is találunk példát.

2.1.2. Magyarország vízkészlete

Magyarország vízrajza szempontjából meghatározó a földtörténeti korok során kialakult medencejelleg. Az Alpok, a Kárpátok és a Dinári-hegység által többé-kevésbé körbezárt Pannon-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 Pannon-medencét, hogy geológiailag 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 termásvízkins fontos részét képezik (Antal, 1985).

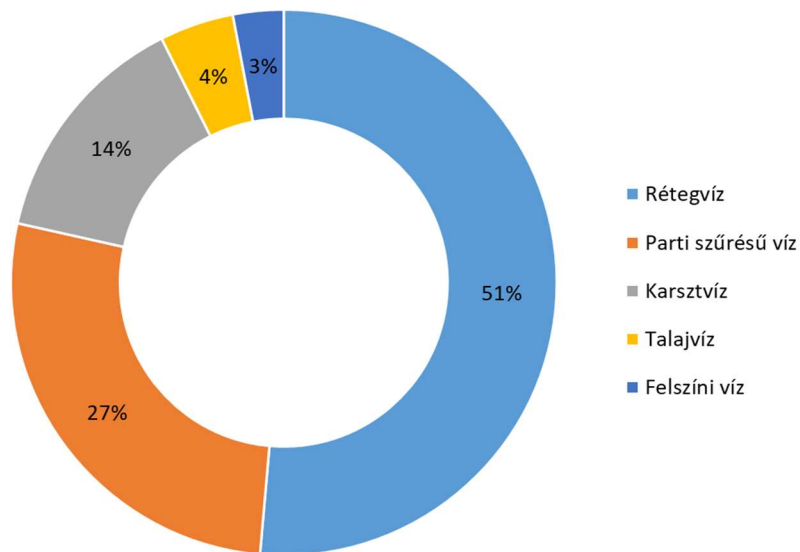
2.1.2.1. Felszíni vizeink a vízkörforgalomban

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, MTA, 2011)

Magyarország vízkincse bár 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 a 4. ábra mutatja be.

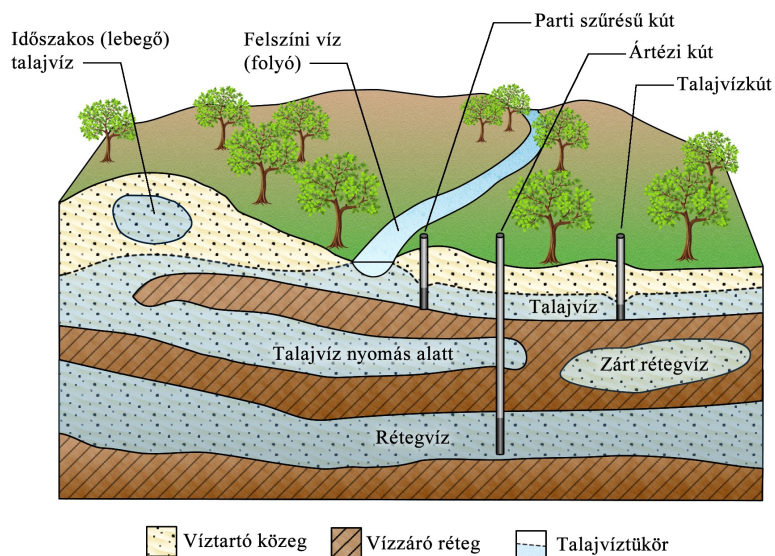


4. ábra: A hazai víztermelés arányai víztípusok szerint, 2020-ban. (a szerző munkája a KSH, 2020 adatai alapján)

2.1.2.2. 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 számításba kell venni a különböző felszín alatti víztestek és a felszíni vizek között kialakuló vízforgalmat (Goda, 2021b).

A felszín alatti víztesteket és egymáshoz viszonyított elhelyezkedésüket az 5. ábra szemlélteti.



5. ábra: Felszín alatti víztípusok és egymáshoz viszonyított elhelyezkedésük (Goda, 2021b)

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

2.1.2.3. 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 (Mádlné *et al.*, 2013).

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 Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv összesen 185 hazai felszín alatti víztestet tart nyilván, amely nem azonos a felszín alatti vízbázisok számával, ez utóbbiak száma természetesen lényegesen nagyobb (OVF, 2021).

Magyarországon a *porózus víztestek* alkotják a legnagyobb kiterjedésű, hidraulikailag összefüggő felszín alatti vizeinek csoportját. Az üledékes, törmelékes kőzet szemcséi közötti pórusrésben 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, mezozoós² alapközet, 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

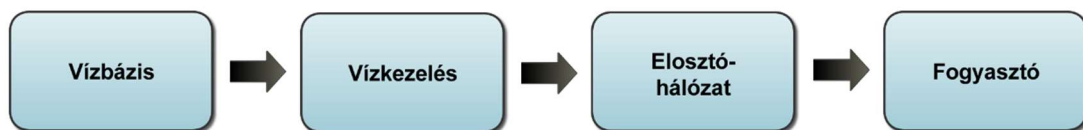
² A paleozoikum végén és a mezozoikum elején, azaz kb. 250 millió éve keletkezett, részben vagy teljesen átkristályosodott kőzetekből álló kéreg.

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 (Juhász, 2016).

2.1.3. 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 6. ábra szemlélteti.



6. 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 (KSH, 2020).

2.1.3.1. 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 hasonlítva 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 (OVF, 2011).

A felszíni vízszerezés kétségtelen előnye, hogy könnyen hozzáférhető, gazdaságosan kitermelhető, nincs szükség előzetes feltárássra, 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 (Goda, 2021b).

2.1.3.2. 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) pórusterében, 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 (Goda, 2021b).

2.1.3.3. Az ivóvíz megfelelő minőségének biztosítása

Egyes esetekben előfordul, hogy a vízbázis vízének 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 felel meg a követelményeknek, 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 (Karches *et al.*, 2021).

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 termelőket (Dragon *et al.*, 2018). 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, szerves nitrogénformák (ammónium-, nitrit- és nitrát-ionok), redukált állapotú vas- és mangánvegyületek, oldott állapotú szerves anyagok, szerves és szerves mikroorganizmusok fordulhatnak elő, amelyeket a tisztítási technológia tervezésénél figyelembe kell venni.

A talajvíz anaerob közegben helyezkedik el, ami alapvetően meghatározza a szennyezőanyagok összetételét és állapotát. A talajvízben jellemzően mikroorganizmusok, szerves nitrogénformák (ammónium-, nitrit- és nitrát-ionok), redukált állapotú vas- és mangánvegyületek, egyéb oldott szerves és szerves anyagok, szerves és szerves mikroorganizmusok fordulnak elő. Az emberi tevékenység hatására Magyarországon a talajvíz számos helyen szennyezettnek tekinthető, gyenge minőségű, vagy kockázatosnak minősíthető (OVF, 2021). 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 lényegesen jobb minőségűek, az antropogén szennyezőanyagok jóval alacsonyabb koncentrációban, vagy nem mutathatók ki, 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 sótartalom, 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 (Goda, 2021b).

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 a 2.3.4. fejezetben részletesen is bemutatom.

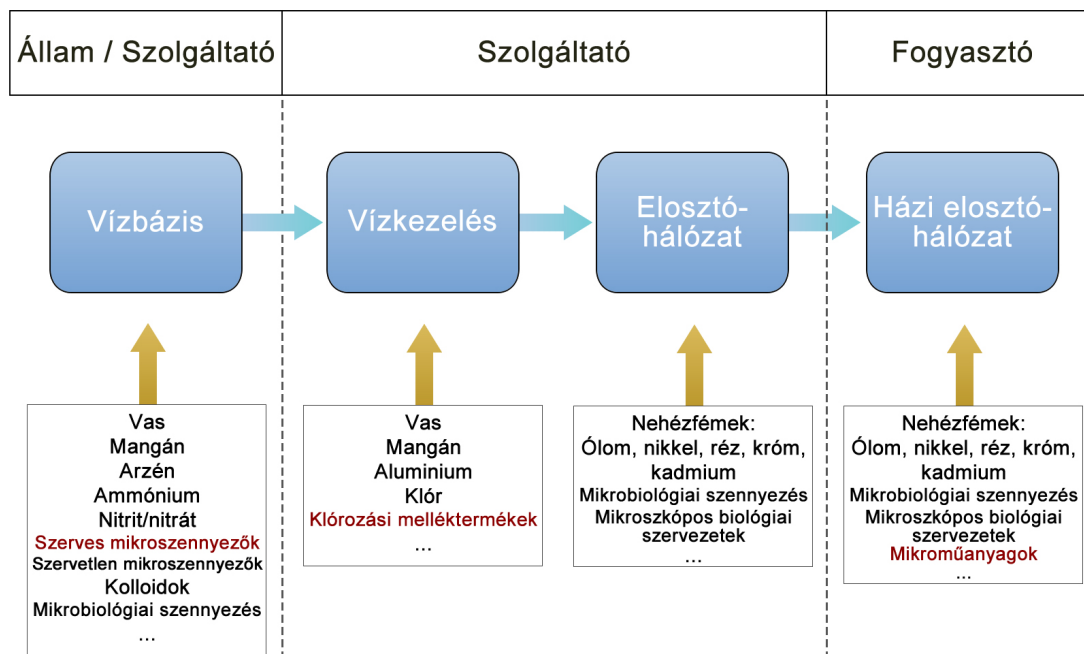
2.1.3.4. Az ivóvíz továbbítása és elosztása

A többlépcsős 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 körvezetékes 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 megtelepedő 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 elvesz, 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 általánosan mondhatók (Századvég, 2018).

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



7. ábra: Az ivóvíz minőségét veszélyeztető szennyezőanyagok az ivóvízellátás egyes szakaszaiban. (a szerző munkája, Vargha, 2019 alapján)

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 2.3.1. fejezetben térek ki. Az ivóvízelosztó hálózaton és a fogyasztók ingatlanjaiban problémát jelenthetnek a műanyag vízvezetékek kopásából keletkező mikroműanyagok, valamint a régi, jellemzően fém vezetékekből beoldódó szervetlen szennyezők, nehézfémek. Hasonlóképpen jelentős problémát jelent a biokorrózió, amelyet a korábban széles körben alkalmazott azbesztcement vezeték belső falán megtelepedő mikrobiológiai szervezetek okoznak (Dunling et. al. 2011).

A vízminőségromlás 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.

Az ivóvíz megfelelő minőségét a víziközmű szolgáltatóknak a fogyasztóig biztosítani szükséges. Az 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. Ezzel szemben az ivóvízelosztó hálózat igen előregedett, 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 (Századvég, 2018).

2.2. A parti szűrésű vízszerezés

Bár a parti szűrés régóta ismert és sokféle alkalmazott módszere a felszíni víz természetes tisztításának és előkezelésének, elterjedése mégsem mondható általánosnak. Egyes országokban, mint az Egyesült Királyság, Németország, Svájc, vagy Magyarország régóta szerves részét képezi a vízellátásnak, de fejlődő ázsiai és afrikai országokban csak az utóbbi időben kezdtek kísérletezni vele. Érdemes tehát nemzetközi kitekintést tenni, de előtte mindenképpen fontosnak tartom a parti szűrés történetének, kezdeti alkalmazásának bemutatását.

2.2.1. A parti szűrés felfedezésének és alkalmazásának múltja

Az, hogy egy folyó közelében létesített kút vizének mennyiségi és minőségi viszonyaira a folyó vízjárása valamiféle hatást fejt ki már az ókorban is ismert volt. A Nílus vizének közvetlen fogyasztását már az ókori Egyiptomban is kerülték, hiszen az volt a tapasztalat, hogy az év legalább egy részében biztosan nem volt iható minőségű, betegségek forrása lehetett (Gad, 2008). A folyó vízszintváltozásait bizonyos mértékben a partközeli kutak vízszintje is követte, ezek vize tisztább volt, így nagyobb biztonsággal lehetett fogyasztani, mint közvetlenül a folyó vizét. Ekkor persze még nem beszélhetünk valódi, mesterségesen indukált parti szűrésről, a folyamatok pontos megismeréséhez, megértéséhez és leírásához még évszázadokat kellett várni.

A parti szűrés módszerének legkorábbi dokumentált alkalmazása nagyjából a 19. század elejére tehető. Az első közmű, amely kommunális vízellátási célokra alkalmazott parti szűrést Glasgow-ban működött az Egyesült Királyságban 1810-ben (Ray *et al.*, 2002). Ebben az időszakban kommunális vízellátásra elsősorban felszíni vízszerezést alkalmaztak, ami a növekvő népesség és a szennyvízkezelés hiánya miatt egyre gyakrabban járt együtt vízminőségi problémákkal. Glasgow-ban a Clyde folyó partján épült ki egy parttal párhuzamos műtárgy, amely lényegében egy perforált gyűjtőcsövet jelentett és amely a folyó partfalán átszűrődő vizet gyűjtötte össze. Az így termelt víz minősége sokkal jobb volt, mint a folyó vize, ezért ezt a horizontális kutat, (ún. galériát) állandósították, később továbbfejlesztették és újabbakat létesítettek. A Glasgow Waterworks Company példáját később más vízművek is követték, a technológia megjelent az Egyesült Királyság több városában, Newarkban, Nottinghamban és Derbyben is. A parti szűrés ezeken a helyeken évtizedeken keresztül kísérleti, kiegészítő jelleggel működött, majd a 19. század közepétől már hivatalosan is átvette a víztermelés szerepét (Ray *et al.*, 2002). Európában az Alsó-Rajna völgyében, Düsseldorfban hozták létre az első parti szűrést alkalmazó vízműtelepet. A fejlesztést a kényszer szülte: a Rajna-parti város 600.000 fős és egyre növekvő lakosságát a korlátozott felszín alatti vízkészletek nem tudták ellátni biztonságosan ivóvízzel, ezért szükség volt a további bővítésre (Ray *et al.*, 2002). 1866 nyarán Düsseldorf-ban 57 kolerás esetet regisztráltak. A megbetegedések fele halállal végződött. Az eset arra készítette a városvezetést, hogy korszerűsítsék a város ivóvízellátó rendszerét.

Az új vízműrendszer terveit William Lindley angol mérnök alkotta meg, akinek neve később hazánkban is ismert lett, hiszen ő volt a tervezője az első budapesti vízműnek is. A Düsseldorf vízellátására tervezett új technológia, amely új, parti szűrésű kutak kiépítését, átemelőszivattyúk telepítését, víztározó építését és főnyomócső fektetését jelentette, kevesebb mint 2 év alatt készült el és 1870-ben kezdte meg működését. A Flehe vízmű azóta megszakítás nélkül működik (Grischek *et al.*, 2012).

Másutt is közegészségügyi problémák vezettek a fejlesztéshez. Németországban a 19. század végén általánosan elterjedt volt a felszíni vizek (jellemzően folyók vizének) közvetlen kitermelése. Hamburgban 1892-ben igen súlyos kolerajárvány tört ki, amelyet az Elba folyóból termelt nyersvízzel üzemelő vízműből származó ivóvíz okozott. Az akkor 800.000 lakosú kikötővárosban mindössze 6 hét leforgása alatt 10.000 ember halt meg a rendkívül gyorsan terjedő járványos megbetegedésben. A város vezetése hetekig tagadta a probléma súlyosságát, később pedig úgy vélték, hogy a betegség a levegőn át terjed, amire a hatóságoknak nincs

hatásuk. Pedig a betegséget okozó *Vibrio cholerae* baktériumot Robert Koch német mikrobiológus már 10 évvel korábban azonosította. A hatóságok végül úgy tudták megfékezni a kolerajárványt, hogy korlátozták az emberek mozgását, fertőtlenítették az otthonokat, és elrendelték, hogy az emberek csak a járvány után épített tiszta vízvezetékéből ihatnak vizet (Schmitz, 2020). Az ezek életét követelő járvány korabeli illusztrációkon örökítették meg (8. ábra).



8. ábra: Kolerával fertőzött betegek szállítása kórházba Hamburgban, 1892-ben (Schmitz, 2020).

Ekkor már Németországban sokfelé ismert volt a parti szűrés és a talajszűrés vízminőségre gyakorolt pozitív hatása ezért idővel itt is átálltak a nyers folyóvíz közvetlen kitermelése helyett a parti szűrésű víz használatára. A folyóvíz mesterséges vagy természetes felszín alatti átvezetése hatékonyan távolította el a mikroorganizmusokat a beszivárgó vízből. A felszíni víz közvetlen kinyerése a közüzemi vízellátás számára egyre kevésbé volt népszerű.

Drezdában az egyre növekvő népesség megnövekedett vízigénye miatt volt szükséges a fejlesztés. A város három parti szűrésű vízbázisa közül az első 1871 és 1875 között létesült. Itt horizontális gyűjtőkutak, galériák épültek, amelyekkel jó eredményeket sikerült elérni. A térség geológiai tulajdonságai miatt a parti szűrt víz aránya a kutakban 90% körüli volt. A város további fejlődésével szükség volt további két parti szűrésű vízbázis létesítésére, amelyek 1898-ban és 1908-ban álltak üzembe (Grisczek *et al.*, 2012).

A 20. század első felében a folyók vízminőségével elsősorban mikrobiológiai problémák voltak, vegyi szennyezettség nem volt jellemző. Mivel a parti szűrés hatásfoka a patogén mikrobiológiai szervezetek eltávolításában igen jónak mondható, az így termelt vizet további kezelés nélkül is fel lehetett használni ivóvízként. A parti szűrés így évtizedekre megoldotta az ivóvízellátás vízminőségi problémáit. A vegyipar fejlődésével azonban gyorsan növekedett a felhasznált szintetikus vegyületek száma és mennyisége, ez pedig környezeti szennyezés formájában is megmutatkozott. A 20. század közepétől a sűrűn lakott, jelentős emberi tevékenységgel érintett területeken megjelent a folyóvízben az ammónia, szerves és szervesetlen mikroszennyező anyagok, amelyeket egyes esetekben a parti szűrés már nem tudott megfelelő hatékonysággal eltávolítani, így ekkor már szükségessé vált kiegészítő vízkezelő lépések bevezetése (Schmidt *et al.*, 2003)

Az ipari szennyezések megjelenésével egyre gyakoribbak lettek a havária szennyezések is. Az ilyen események alaposabb vizsgálata rámutatott a parti szűrésű vízbázisok másik előnyére, azaz a szennyezéshullámok ivóvíztermelést veszélyeztető hatásainak csökkentésére. A Rajnán 1986-ban egy jelentős 1,2 -diklór-etán szennyezés vonult le. A szennyezőanyag koncentrációjának vizsgálatából kiderült, hogy az a folyó vízéhez képest 3 héttel később jelent meg a kutakban és amíg folyóban a szennyezőanyag koncentrációja elérte a 35 µg/l értéket, addig a parti szűrt vízben nem emelkedett 1 µg/l fölé, bár itt a szennyezés nagyjából egy hétig kimutatható volt (Dimkić *et al.*, 2008).

2.2.2. A parti szűrésű technológia megjelenése Magyarországon

A parti szűrés Magyarországon külföldi, elsősorban németországi példák alapján vált ismertté. 1863-tól Bürgermeister Antal kútfúró mester – aki a szakmai tapasztalatait részben külföldön szerezte – fontos szerepet töltött be a főváros ivóvízellátási munkáiban. Ő állapította meg, hogy a külföldön már több helyen alkalmazott parti szűrés Pest vízellátásában is alkalmazható lehet. Az 1865-ben megjelent tervezetében írta, hogy a „*Dunának... kövecsrétegein tisztult jó vize mindenkor legnagyobb mennyiségben szolgálatunkra van*“ (Csath, 1993).

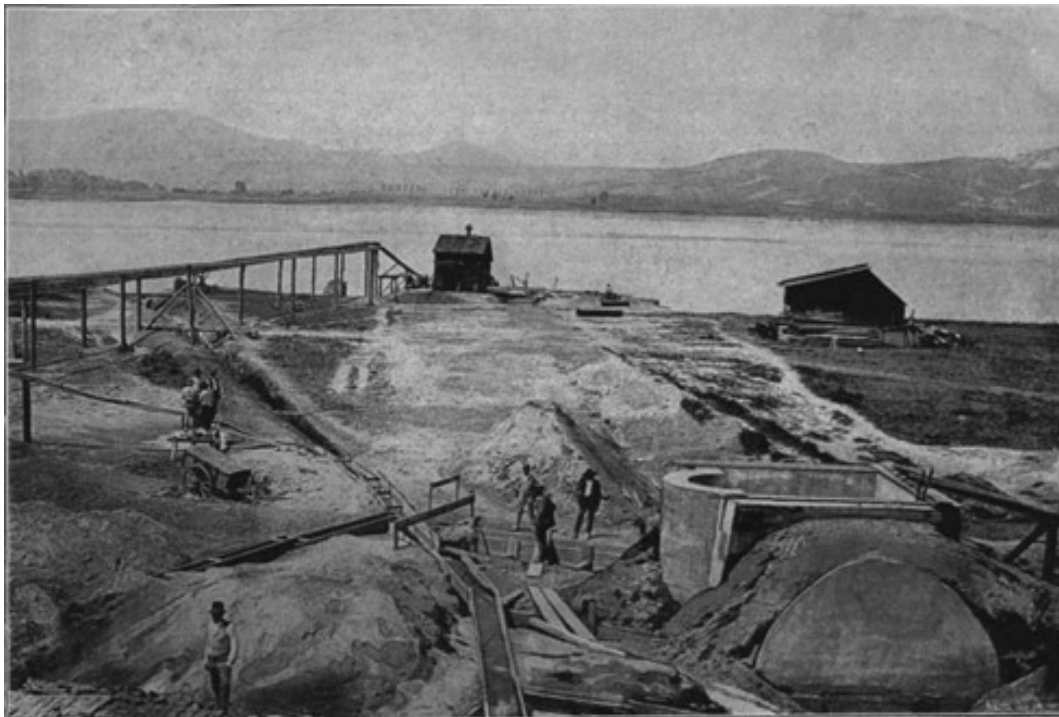
Budapest vízellátásának első nagy fejlesztése azonban még nem a parti szűrésről szólt. A város vezetése 1867. szeptember 24-ei közgyűlésén döntött arról, hogy a városi vízmű tervezését és kivitelezését William Lindey angol mérnökre bízta. Részben anyagi okokból, részben pedig Lidley korábbi tapasztalatai miatt nem Bürgermeister javaslata valósult meg, hanem egy talajvizet és felszíni vizet termelő és mesterséges szűrést alkalmazó ideiglenes vízmű létesült. E létesítménnyel és az általa előállított ivóvízzel sok gond adódott, valószínűleg a kutak nem megfelelő gondossággal kiválasztott helye miatt nem voltak képesek a megfelelő minőségű víz

termelésére. A zúzott mészkő, kavics és homok töltettel működő mesterséges szűrőberendezések sem hozták az elvárt minőséget, sőt előfordult, hogy a szüretlen nyersvíz jobb minőségűnek bizonyult, mint a szűrt víz. Valamivel később a pesti ideiglenes vízművet teljesen meg kellett szüntetni, a kutakat pedig betemetni, mert a városvezetés ezt a területet jelölte ki a Parlament építésére (Károlyi & Tolnai, 2008).

1968-tól Lindley feladatait Wein János vette át, aki a természetes szűrési folyamatok kiaknázásának híve volt és határozottan leszögezte, hogy a mesterséges szűrővel

„drága pénzen silány szurogátumát (pótlékát, pótszerét) állítottuk fel annak, amit a természet különös kegye úgyszólván ingyen oly bőségesen nyújt, és amit ha fel nem használunk, egész Európa előtt nevetség tárgyává leszünk” (Károlyi & Tolnai, 2008).

Több javaslat megvizsgálása után és további külföldi szakértők bevonását követően 1893-ban megkezdődött a káposztásmegyeri főtelep építése, ahol a jól megtervezett és gondosan megépített 4 db partközeli aknakút már parti szűrésű vizet termelt. A 9. ábra egy 1893-ban készült fényképen mutatja be az építési munkálatokat.



9. ábra: A káposztásmegyeri vízmű építési munkálatai 1893-ban, előtérben az egyik épülő aknakúttal (egykor.hu).

Később, az itt létesített kutak a partoldal eliszapolódása miatt veszítettek hatékonyságukból, vizükben megjelent a vas és a mangán, amely szennyezőanyagok további tisztítási lépések beiktatását tették szükségessé. A vízminőségi problémák ellenére a parti szűrés hatékonyságába vetett bizalom megmaradt és a Bürgermeister által elindított és Wein tervei szerint kidolgozott

folyamat a víznyerésre, víztermelésre döntően a parti szűrés mentén fejlődött tovább (Károlyi & Tolnai, 2008).

2.2.3. Parti szűrésű vízszerezés napjainkban

Manapság parti szűrést elsősorban Európa országaiban és az Egyesült Államokban alkalmaznak, de számos más országban is megjelent, bár sok helyen csak az utóbbi időben, elsősorban kísérleti jelleggel.

Németországban az ivóvíz mintegy 16%-át parti szűrésű vízbázisok biztosítják. Az elmúlt száz évben tulajdonképpen a felszíni vízszerezés szerepét vette át, ez utóbbi aránya nagyjából 1%-ra csökkent. Egyes városok, mint Berlin vagy Drezda az ivóvizük 75%-át parti szűréssel, illetve talajvízdúsítással állítják elő (Griseck *et al.*, 2012). A 10. ábrán egy folyómederhez közeli drezdai kútsor látható.



10. ábra: Parti szűrésű kútsor az Elba folyó partján Drezda Hosterwitz vízbázisán (a szerző fényképe)

Németországban a Rajna folyó mentén Mannheim város és a német-holland határ közötti szakaszon 33 vízmű található. Bár ezek víztermelése nem teljes mértékben parti szűrésen alapul, a szűrt víz aránya mindegyik esetében legalább 50%. A Rajna németországi szakaszán a közüzemi vízellátásra használt parti szűrt víz mennyisége nagyjából 250 millió köbméter évente. Ennek a mennyiségnek jelentős részét az Alsó-Rajna völgyének a Sieg és a Ruhr közötti 120 km hosszú szakaszán állítják elő (Ray *et al.*, 2002).

Németországban további jelentős parti szűrésű vízbázisok találhatók az Elba folyó mentén, amelyek olyan nagy városok vízellátását biztosítják, mint Drezda, Meissen vagy Torgau. Jelenleg Németországban több mint 300 vízmű üzemeltet parti szűrésű vízbázist és további 50 alkalmaz talajvízdúsító műtárgyakat (11. ábra).



11. ábra: Kotróval ellátott talajvízdúsító műtárgy Drezda Hosterwitz vízbázisán (a szerző fényképe)

Tekintve, hogy a legtöbb parti szűrésű vízbázis folyók partján létesült, igazi különlegességnek számít a berlini Tegel-tó partján üzemelő horizontális kútrendszer. A Tegel-tó a legutolsó jégkorszakban jött létre a Havel folyó gleccsertavaként. Területe 396 hektár, átlagos mélysége 6,6 m. A tó medrét alakító gleccserkori durva szemcseméretű üledék alkalmassá teszi parti szűrés alkalmazására. A Tegel-tó mentén üzemelő 116 galéria és kút kapacitása 260.000 m³/nap, így jelentős szerepet játszik Berlin vízellátásában, mintegy 700.000 ember vízellátása biztosítható a vízbázisról (Groß-Wittke *et al.*, 2010).

A Duna németországi szakaszán nincsenek parti szűrésű vízbázisok, az első ilyen kutakat Ausztriában, Bécs környékén találjuk. A folyó mentén lefelé haladva Pozsony városánál találunk jelentősebb vízbázist, ahol a vízellátásában több mint egy évszázada játszanak szerepet a parti szűrésű kutak. A Duna hazai szakaszán 15 üzemelő parti szűrésű vízbázist találunk, amelyek közül a legnagyobbak a Szentendrei-szigeten és a Csepel-szigeten található vízkivételi művek, de a nagyobb dunamenti városok közül Győr, Baja és Mohács vízellátása is parti

szűrésen alapul. A Duna alsó szakaszán csak Szerbia területén Újvidék és Belgrád városok mellett találunk jelentősebb parti szűrésű vízkivételi műveket (AquaNES, 2019).

Bár a felszíni vizek szerepe az ivóvízellátásban jelentős, Hollandiában több mint 60%-ban felszín alatti vízkészletből állítják elő az ivóvizet (De Vet *et al.*, 2009). Az országban több parti szűrésű vízbázis üzemel, amelyeket jellemzően korszerű oxidációs, adszorpciós és/vagy membránszűrési technológiai fokozatokkal egészítenek ki. Erre jó példa a reijerwaardi vízkezelő üzem, amely teljes mértékben parti szűrésű vizet használ az ivóvíz előállításához. A felszín alatti vizet csökutakból nyerik a Nieuwe Maas folyó mentén található alluviális, homokos-kavicsos üledékekből álló víztartó rétegben. Ennek különlegessége, hogy részben fedett, a víztartó réteg felett ugyanis egy 10 m vastag holocén agyag és tőzeg üledékréteg húzódik, amely természetes védelmet nyújt a felszín felől bemosódó szennyezések ellen (De Vet *et al.*, 2009).

Lengyelországban a parti szűrés még európai viszonylatban is jelentős arányban alkalmazott vízszerezési mód. Az országban összesen 32 parti szűrésű vízbázist találunk, jórész folyók mentén, de az ország északi felén a Rosnowskie-tó partán is létesült egy ilyen vízbázis, ami igazi ritkaságnak számít. Az egyik legnagyobb és talán legismertebb parti szűrésű vízbázis a Warta folyó partján, Poznań agglomerációjában, Mosina város és Krajkowo falu között található (12. ábra). A több mint félmillió lélekszámú Poznań ivóvízellátása jelentős mértékben támaszkodik erre a vízbázisra. A parti szűrés hatékonyságát növelve itt a Warta mellett mesterséges csatornahálózatot alakítottak ki, így a kutak tulajdonképpen szigeteken üzemelnek, ezáltal lényegesen jobb vízminőséget biztosítva (Matusiak *et al.*, 2021).



12. ábra: A Mosina-Krajkowo (Poznań) parti szűrésű vízbázis a Warta-folyó partján (Przybyłek *et al.*, 2017)

Európában a parti szűrés hatékony és általánosan elfogadott technológiává vált a felszíni vizek természetes előkezelésére. Mindezt számok is alátámasztják: Svájcban az ivóvíz 80%-a származik parti szűrésű vízbázisokból, Franciaországban ez az érték 50%, Finnországban 48%, Németországban 16%, Hollandiában 7%, Magyarországon pedig 30% a parti szűrt víz aránya a teljes víztermelésre vonatkozóan (Umar *et al.*, 2017).

Ha kitekintünk Európából megállapítható, hogy a parti szűrés ismerete és alkalmazása, a technológia népszerűsége és sikere a fejlett országokban, például az Egyesült Államokban a legjellemzőbb. Az USA államaiban általában horizontális kutakat, galériákat alkalmaznak parti szűrésű víz termeléséhez. Ilyen rendszerekre találunk példát Lincoln (Nebraska) város esetében, ahol a Platte folyó partján üzemelnek kutak. Az Ohio folyó partjára épült Louisville (Kentucky) vízellátása szintén parti szűrésű vízszerezésen alapul, de érdemes megemlíteni Kansas City-t (Kansas), ahol a Missouri és a Kansas folyók találkozásánál található alluviális üledékréteg teremt ideális feltételeket a víztermeléshez. Az Egyesült Államokban ezeket a kutakat – amelyek lényegében egy aknakútba csatlakozó perforált gyűjtőcsövek rendszerét jelentik – gyakran Ranney-gyűjtőkutaknak nevezik Leo Ranney olajmérnök után, aki az 1930-as években fejlesztette ki és vezette be ezt a konstrukciót (Umar *et al.*, 2017).

Az Ohio folyó völgye a legutóbbi jégkorszak vége felé, a gleccserek visszahúzódását követően alakult ki. A mészkő alapkőzetű mederben jó víztartó képességű homok, homokos kavics és kavics üledékrétegek képződtek, amelyek megfelelő hidrogeológiai feltételeket biztosítanak parti szűrésű vízbázisok kialakítására. A vízáadó réteg Louisville városnál megközelítőleg 25 méter vastag és 2 kilométer széles, és egy nagyjából 6 méter vastag vízzáró réteg fedi. A folyó itt 600 méter széles és átlagosan 10 méter mély. A vízáadó réteg 25 méteres vastagsága nem tekinthető jelentősnek, így előnyeit horizontális kialakítású galériákkal tudják kiaknázni. A Louisville Water Company 76.000 m³/nap összkapacitású galériarendszert létesített, amely 1999 júliusában kezdte meg működését. Az üzembe helyezést követően a vízbázis fajlagos kapacitását sokkal nagyobbra mérték, mint amit a tervezési fázisban előre jeleztek, így egy év üzemelés után további kapacitásbővítést sikerült megvalósítani (Hubbs, 2006).

A parti szűrésű technológia Ázsiában és Afrikában is fokozatosan teret hódít, noha még mindig gyerekcipőben jár. Ázsiai országok, mint Kína, India, vagy Dél-Korea és afrikai országok, mint Egyiptom és Jordánia csak nemrég kezdték el alkalmazni a parti szűrést.

Jó tapasztalatokat sikerült szerezni a Nílus partján Kairótól délre, Abu Tig városában. Itt összesen 7 parti szűrésű kút üzemel és látja el vízzel a kommunális ivóvízhálózatot. A kutak vízminőségi eredményeiből megállapítható, hogy a parti szűrésű vízbázis nagy hatékonysággal

csökkenti a folyóra jellemző patogén mikrobiológiai szervezetek és a lebegő szilárd anyagok koncentrációját. A mikrobiológiai elemzések eredményei azt mutatták, hogy az összes és a fekális coliform (*E. coli*) baktérium koncentrációja mintegy három nagyságrenddel, az összes algáké pedig nagyjából négy nagyságrenddel csökkent a felszíni vízhez képest. A kutak által termelt vízben e szennyezőanyagok koncentrációja tartósan a helyi, ivóvízre vonatkozó határértékek alatt marad (Abdalla & Shamrukh, 2010).

Oroszországban az első parti szűrésen alapuló vízellátó rendszert az Amúr-folyó partján, Habarovszkban építették ki. Az ország távol-keleti részén fekvő városnak nagyjából 600.000 lakosa van. Jelenleg az ivóvízellátás az Amur folyóból történő felszíni vízkivételre alapul. Az első víztisztító mű 1907-ben épült meg, ennek kapacitása mindössze 15 m³ volt naponta. Később ezt egy lényegesen nagyobb kapacitással működő, de még mindig felszíni vízszerezésen alapuló vízmű váltotta, amely képes volt 374.000 m³/nap mennyiségű víz termelésére. A felszíni vízről felszín alatti vízkivételre való átállítás gondolata már az 1960-as évek elején felmerült, a folyó vízminősége ugyanis folyamatosan romlott. Ez elsősorban szennyvíz és ipari eredetű szennyezőanyagok megjelenését jelentette. A folyamatokat több hullámban érkező nitrobenzol-szennyezés gyorsította fel. Mivel a Tunguska és az Amúr folyók találkozási alluviális üledékrétegekben gazdag terület, alkalmas parti szűrés kialakítására. Így Habarovszktól néhány kilométerre nyugatra kezdődött meg parti szűrésű telep kialakítása, amelytől elsődleges célja a havária-jellegű szennyezéshullámok elleni védelem volt. A tapasztalatok itt is azt mutatták, hogy a folyóvízben előforduló különböző vegyületek koncentrációja a víztartó rétegen való áthaladás során jelentős mértékben csökken. Mindemellett a parti szűrés alkalmazásával jelentős mértékű költségcsökkenést sikerült elérni (Kulakov *et al.*, 2011).

Indiában a parti szűrés elsősorban a Gangesz-folyó síkságán kínál lehetőséget arra, hogy ivóvizet biztosítson olyan városok számára, amelyek korábban felszíni vizet használtak közüzemi vízellátásuk forrásaként (Sandhu *et al.*, 2011). Az országban a legtöbb urbanizált terület elsődleges vízforrásai jellemzően felszíni vízbázisok, de jelentős problémát jelent, hogy a folyók egyrészt a mezőgazdasági öntözés miatt jelentős mértékben túlhasználtak, másrészt pedig sok esetben tisztítatlan szennyvizek befogadói. A Gangesz folyó mentén fekvő városok, mint Allahabad, Kanpur és Varanasi, illetve a Yamuna folyó partján fekvő Delhi esetében a felszíni vizek közvetlen kitermelése alacsony vízhozamú időszakokban visszatérő problémát jelent. Hozzá kell tenni, hogy Indiában a folyók vízminőségi problémái bizonyos szakaszokra

és bizonyos időszakokra korlátozódnak, azaz nem lehet általánosítani az egész országra (Bartak *et al.*, 2014).

A parti szűrés mint technológia alig néhány évtizede, az ezredforduló után jelent meg az országban. 2005 óta India északi területén összesen nyolc helyszínen kezdték alkalmazni, eleinte kísérleti jelleggel. A jó tapasztalatokat követően a helyi víziközmű társaságok állami támogatással jelentős fejlesztéseket indítottak el, hogy a felszíni víztermelést minél nagyobb arányban váltsák ki parti szűréssel. A Gangesz folyó partján fekvő közel 300.000 lakosú Haridwar város mára már ivóvizének 35%-át parti szűrésű vízbázisból nyeri. A vízbázis kapacitása itt 33.000 m³/nap, a vízszelő létesítmények pedig horizontális kutak, galériák. A vízbázis működésének kezdete óta nagy mennyiségű kutatási adatot szolgáltat a nemzetközi tudományos közösség számára és része volt az AquaNES projektnek is mint kutatási helyszín (AquaNES, 2019).

India éghajlatának különlegessége a monszun, amely során a júliustól szeptemberig tartó időszakban jelentős csapadék hullik. Ilyenkor a folyók megáradnak, kilépnek medrükből és a folyók árterén található alluviális víztartó rétegek feltöltődnek. Ez a jelenség számos indiai helyszín mellett a Yamuna folyó nyugati partján található Palla ivóvízbázison is megfigyelhető. A Delhi közelében található parti szűrésű vízbázist 2001-ben kezdték el kialakítani és 2007-ig kísérleti jelleggel működött. A kútcsoport 2007-re elérte a 100.000 m³/nap kapacitást. Mára a vízbázison 90 db nagy kapacitású ivóvíztermelő kút üzemel és járul hozzá a hatalmas – több mint 25 milliós lélekszámú – város ivóvízellátásához. A kútcsoport 18 km² területen helyezkedik el és 10 km hosszan húzódik a folyó mentén. Az itt termelt víz a helyi ivóvízszolgáltató által szolgáltatott közüzemi víz mintegy 15%-át teszi ki (Lorenzen *et al.*, 2010).

Fentiekből jól látható, hogy a parti szűrés a világ számos országában ismert és bár van ahol mintegy két évszázada alkalmazzák egyes országok csak az utóbbi évtizedekben kezdték felismerni vitathatatlan előnyeiket. De akár globálisan, akár európai viszonylatban nézzük, hazánk mindenképpen élen jár a parti szűrésű víz termelésében.

2.2.4. Parti szűrésű vízbázisok Magyarországon

Hazánk domborzatának medencejellegéből adódóan a környező országokból érkező folyók sebessége itt lelassul és jelentős mennyiségű görgött-lebegtetett hordalék rakódik le. Folyóink számos helyen építettek ki akár több száz méter vastagságú alluviális kavicssteraszokat, amelyek túlnyomórészt durva szemcseméretű, ezért nagy fajlagos hézagtényezővel rendelkező kavicsos, homokos rétegek. Ezek a jó víztartó, vízáteresztő képességű talajrétegek kiválóan alkalmasak

parti szűrésű vízbázisok kialakítására. Hazánkban összesen 57 parti szűrésű vízbázis üzemel, ezek mellett 37 távlati vízbázis került kijelölésre. A vízbázis-típusban rejlő potenciált mi sem bizonyítja jobban, mint az a tény, hogy az összes távlati vízbázisunk ebbe a csoportba tartozik (OVF, 2021). A teljes hazai védett vízkészlet 29,5%-át az üzemelő, míg 25,5%-át távlati parti szűrésű vízbázisok adják. A legnagyobb kapacitású hazai vízbázis is parti szűrésű, ez a Kisoroszi vízbázis amely védett vízkészlete 130.000 m³/nap.

A legjelentősebb hazai parti szűrésű vízbázisokat a Duna mentén találjuk. Győr, Komárom és Esztergom után a Dunakanyar településeit is alluviális vízadók látják el ivóvízzel. Budapest vízellátását biztosítja a két legnagyobb hazai vízbázis-rendszer a Szentendrei-szigeti és a Csepel-szigeti vízbázisok. A fővárostól délre folytatódik a sor: Dunaújváros, Dunaföldvár, Paks, Baja és Mohács városok egytől-egyig a Duna mederfalán átszűrődött vízzel látják el a lakosságot (Goda, 2021b). A 13. ábrán a bajai vízbázis parti szűrésű kútsora látható.



13. ábra: A bajai parti szűrésű vízbázis kútsora (a szerző fényképe)

Természetesen nem a Duna az egyetlen hazai folyó, ahol a parti szűrés megvalósul. A Mura alsó szakaszán a torkolat előtt találunk üzemelő vízbázist, a Dráván pedig szinte annak teljes magyarországi szakaszán alkalmazzák a vízszerezés e módját. A Rába völgye is megfelelő hidrogeológiai adottságokkal rendelkezik, így az összes folyómenti település vízellátása biztosítható e vízbázisokról. Az északi országrész folyói közül az Ipoly, a Sajó, a Bódva és a Hernád folyók mentén találunk parti szűrésű vízbázisokat. Ezek közül a Bódva partján

kialakított borsodsziráki vízbázist emelném ki, itt ugyanis a parti szűrés mellett a Magyarországon kevésbé elterjedt talajvízdúsítás is megvalósul. A talajvízdúsító medencék funkciója kettős: egyrészt általuk a viszonylag kis vízhozamú folyó mellett üzemelő kutak kapacitásnövelése valósulhat meg másrészt pedig a medencék alatt létrejövő „vízdomb” természetes védőgátként funkcionál és megakadályozza az egyébként szennyezett talajvíz beszivárgását.

Fentiekből látható tehát, hogy hazánkban számos helyen alkalmazzuk azt az évszázados tudást, amelyet a parti szűrésen alapuló vízellátás terén szereztünk. Bár a mai napig vannak még megválaszolatlan kérdések a témával kapcsolatosan – gondolok itt a szervesanyagok lebontásában résztvevő mikrobiológiai szervezetek pontos genomikai feltérképezésére, vagy az egyes szerves mikroszennyezők bomlási folyamatainak pontos meghatározására – számos folyamatot már sikerült megismernünk.

2.2.5. A parti szűrés folyamatai

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. Ezt az arányszámot a vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási intézmények védelméről szóló 123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet rögzíti.

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 mederfalán 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 (Goda, 2020). A parti szűrés lényegesebb folyamatait a 14. ábrán foglaltam össze.

pesticidekkel, műtrágyákkal. Ezek a vegyületek azonban – sokszor a túlzott, vagy helytelen felhasználásnak köszönhetően – megjelentek a környezetünkben és ott sokszor visszafordíthatatlan folyamatokat okoztak az ökoszisztémákban (Knisz *et al.*, 2020). 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. A perzisztencia egy adott vegyület környezeti hatásokkal – mint a biodegradáció, vagy fotolízis – szembeni ellenállóságát jelenti. Fontos tulajdonság, hiszen egyéb tényezők mellett a környezeti felhalmozódás mértékét is befolyásolja. Ilyen perzisztens vegyület a *diklór-difenil-triklóretán (DDT)*, amelynek gyártását és használatát súlyos humán egészségre gyakorolt hatása miatt hazánkban már az 1960-as évek végén megszüntették, mégis bomlástermékei a mai napig kimutathatók a környezetünkben. Környezetünk és erőforrásaink védelmének igénye hozta magával e környezeti szennyezőanyagok részletesebb kutatását, a nagyműszeres laboranalitika fejlődésével pedig egyre szélesebb koncentráció-tartományban vagyunk képesek e 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 (Knisz & Vadkerti, 2020) 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 ng/l koncentrációban mérhetőek, 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 szerves és szerves mikroszennyezőket különböztethetünk meg. A szerves 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 közöttük olyan vegyületek, amelyek környezeti hatásokra viszonylag gyorsan lebomlanak, sok közülük perzisztens vegyület. Ezek hosszú ideig képesek fennmaradni a környezetben jelentős 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 idejük³ hónapokban, vagy években mérhető (Knisz & Vadkerti, 2020).

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 (Knisz, Vadkerti, *et al.*, 2020).

Növekvő aggodalomra az a tény is okot ad, hogy e szennyező anyagok jelentős része nem esik szabályozás alá (2.3.2. fejezet). Nem részei a rutin monitoring programoknak, és csupán néhányra vonatkoznak környezetminőségi, vagy ivóvízbiztonsági határértékek. Az elmúlt évek kutatási eredményei és a jogalkotók reakciói arra engednek következtetni, hogy e szennyezőanyagok közül a jövőben egyre több kerül majd jogi szabályozás alá.

Eredetüket tekintve a szerves mikroszennyezőknek többféle forrása ismert. Az egyes szennyezőanyagok, szennyezőanyag-csoportok általában kapcsolatba hozhatók a jellemző kibocsátókkal – pl. mikroműanyagok és közlekedés, vagy peszticidek és mezőgazdaság – de olyan szennyezőanyag-források, mint a szennyvíz a szerves mikroszennyezők széles spektrumával hozhatók összefüggésbe. Wilkinson és munkatársai öt fontosabb emissziót

³ Felezési idő: Az az idő, amely alatt az adott vegyület mennyiségének fele fizikai, kémiai folyamatok, vagy anyagsere révén elbomlik.

határoztak meg és három, a szennyezőanyagok környezeti koncentrációjának csökkenésére irányuló folyamatot írtak le (Wilkinson *et al.*, 2017). Az elfolyó tisztított szennyvíz, az ipari kibocsátás, az urbanizált területekről történő vízelvezetés, a csapadékvíz és a hulladéklerakók a legjelentősebb szennyezőanyag-források, a bomlási folyamatok pedig elsősorban a biodegradáció és a fotodegradáció folyamataihoz köthető. Megállapították, hogy azok a vegyületek, amelyek a szabályozás által betiltott vegyi anyagok helyettesítésére hoztak létre, hasonlóan perzisztens tulajdonságúak lehetnek, mint azok, amelyeket helyettesítenek.

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.

2.3.1. Szerves mikroszennyezők csoportosítása és eredete

A szerves mikroszennyezők csoportosítása történhet fizikai és kémiai tulajdonságaik (például illékonyág, 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 a 2. táblázatban foglalja össze.

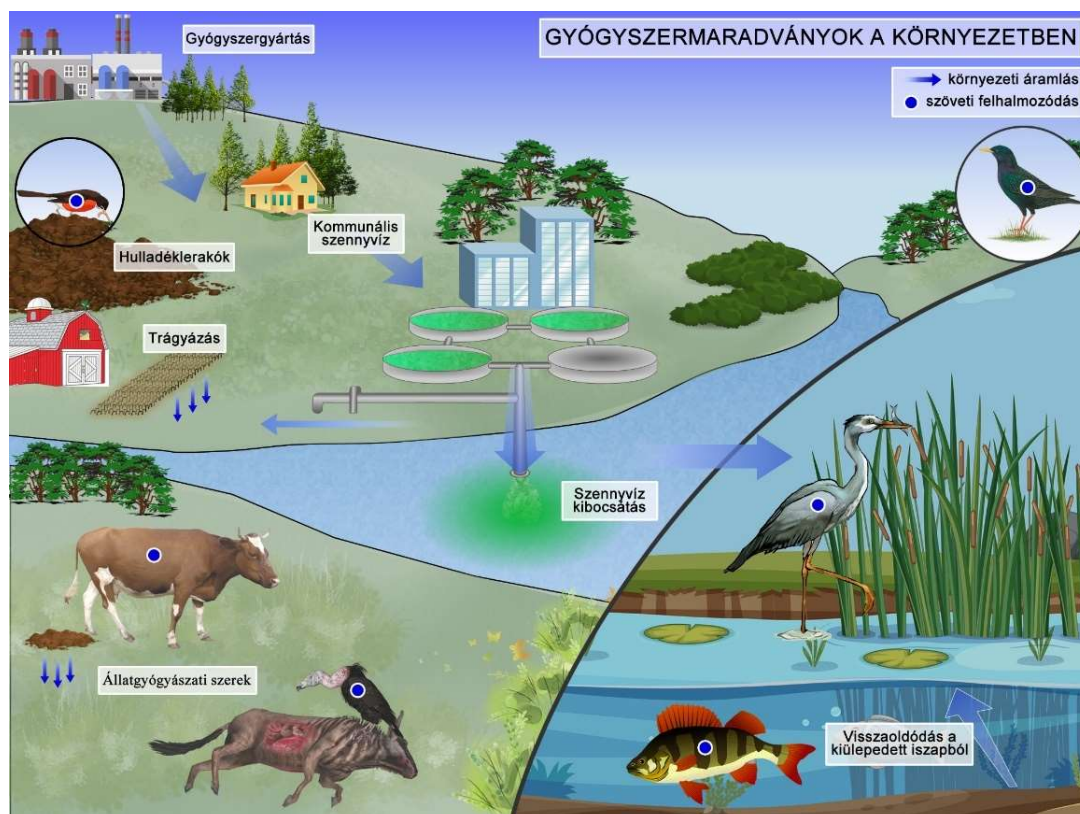
2. táblázat: A szerves mikroszennyezők csoportjai (Knisz *et al.*, 2020)

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.

2.3.1.1. 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*) (Knisz *et al.*, 2020). 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 (Goda, 2020). 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 15. ábra foglalja össze.



15. ábra: A gyógyszermaradványok lehetséges forrásai és transzmissziós útjai a környezetben (a szerző munkája Knisz et al., 2020 alapján)

Wilkinson és munkatársai kutatásukban a világ 258 folyójában vizsgáltak bioaktív gyógyszermaradványokat (APIs⁴) és megállapították, hogy a legszennyezettebb felszíni víztestek a dél-ázsiai, dél-amerikai és afrikai fejlődő országokban találhatóak. A leggyakrabban kimutatott szennyezőanyagok a karbamazepin, a metformin és a koffein voltak (utóbbi ebben a csoportosításban az életviteli termékek között szerepel (Wilkinson *et al.*, 2022). A tanulmány összesen 61 kiemelt gyógyszer-hatóanyagot vizsgált. E szennyezőanyagok legfőbb kibocsátói a gyógyszeripar és a tisztítatlan szennyvízkibocsátás.

2.3.1.2. 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 becsült információk érhetők el. A mai

⁴ API: active pharmaceutical ingredients

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 benzoilekgonin jelenlétét. E két vegyület az összes vizsgált szennyvíztisztító telep szennyvizében megtalálható volt (Calvo-Flores *et al.*, 2017).

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. Jelenlétük a gyógyszermaradványokhoz hasonlóan különös aggodalomra ad okot, mivel – lévén bioaktív anyagok – károsíthatják a vízi ökoszisztémát és az élő szervezeteket. 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 mennyiségben önmagukban nem jelentenek kockázatot a fogyasztókra. Fontos azonban rámutatni, hogy a koktélnélhatásról, azaz az egyes vegyületek együttes hatásáról nagyon kevés információ van (Calvo-Flores *et al.*, 2017).

2.3.1.3. Kozmetikai és testápoló szerek

A kozmetikai és testápoló szerek (*personal care products, PCPs*) 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) (Knisz, Vadkerti, *et al.*, 2020). 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 biológiailag aktív 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 (Weatherly & Gosse, 2017).

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.

2.3.1.4. 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 rezisztens baktériumtörzs (*antibiotic resistant, ABR*) 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 (Shulan *et al.*, 2020).

A rezisztencia gének legfőbb forrása a tisztítatlan, vagy nem megfelelő hatékonysággal tisztított szennyvíz (Karkman *et al.*, 2018). 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 horizontális géntranszfer során adhatnak tovább.

Az antibiotikum rezisztens mikrobátörzsek 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 szuperbaktériumok még sok problémát okozhatnak majd a humán orvoslásban (Sharma *et al.* 2016).

2.3.1.5. Peszticidek

Peszticideket, azaz növényvédőszereket az emberiség már évszázadok óta alkalmaz, hogy optimalizálja és a kártevőkkel szemben megvédje az élelmiszertermelését. Használatukra már

az ókori Római Birodalomban is találunk példát, de előállításuk és alkalmazásuk 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* (Knisz *et al.*, 2020).

Ma érvényes meghatározásban peszticidnek nevezünk minden olyan szerves vagy szervetlen vegyületet, amelyeket a kártevők távoltartására, életfolyamatainak gátlására, vagy elpusztítására, alkalmazunk. 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 *DDT*, amely az 1950-es években valódi csodaszernek számított, olcsón és nagy mennyiségben állították elő és széles körben alkalmazták. Néhány évtizednyi használatot követően derült fény a humán szaporító szervrendszerre gyakorolt rendkívül erős negatív hatására és perzisztens tulajdonságára (Jayaraj *et al.*, 2016).

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 (EC, 2013). A világon a peszticideket legnagyobb arányban a mezőgazdaság használja fel. Világszinten a 10 legnagyobb mennyiségben alkalmazott peszticid az alábbi (Aryal *et al.*, 2016):

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

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 levéletének ritkítására. A háború időtartama alatt 49,7 millió liter vegyszert permeteztetett 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 (Ngo *et al.*, 2006).

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 (Szabó, 2017).

A peszticidek felhasználásukból adódóan elsősorban diffúz szennyezőforrásokból jutnak a környezetbe, de természetesen találunk példát pontszerű emisszióra is. Felszíni vizekbe jellemzően a talajfelszínről, csapadék, vagy öntözés által történő bemosódás révén, vagy pontszerű szennyezőforrásokból kerülhetnek (Li, 2018). 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 (Perez Lucas *et al.*, 2018).

Egyes peszticidek emberi egészségre gyakorolt ártalmáról ma már viszonylag széleskörű ismereteink vannak, de sok, ma még forgalomban lévő növényvédőszer – ilyen a glifozát – a mai napig vita tárgyát képezik. 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 (Mahmood *et al.*, 2015). 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.

2.3.1.6. 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 élelmiszeradalékok egyaránt lehetnek természetes vagy mesterséges anyagok (NÉBIH, 2014).

Az élelmiszeradalékok közül elsősorban a kalóriaszegény vagy kalóriamentes mesterséges édesítőszeret tekintjük új szennyezőnek. Az élelmiszeradalékok közül a szukralózt, az aceszulfám-K-t és az aszpartámot használják a legnagyobb mennyiségben (Milinki, 2013).

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 hidrofíl tulajdonsága miatt igen mobilis. Korábbi kutatásokban kimutatták felszíni, felszín alatti vizekben és ivóvízben egyaránt (Kahl *et al.*, 2018).

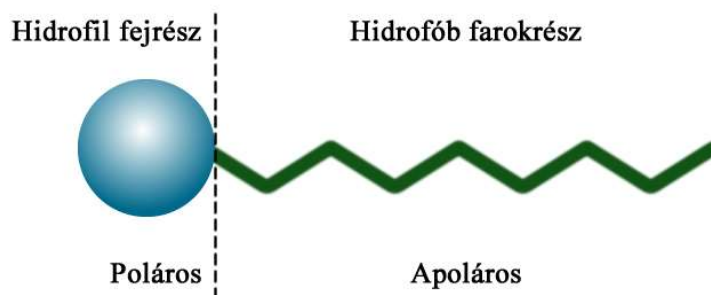
A stimulálószer a vízi környezetben viszonylag perzisztensnek mutatkoznak, a természetes bomlási folyamatokkal szemben részben ellenálló. A koffein – amely szintén szennyvízkibocsátással kerülhet a környezetbe – felezési ideje a környezeti körülményektől függően 100 és 240 nap között változhat (Shulan *et al.*, 2020). A szennyvíztisztítás folyamatában részben lebomlik, de érdemi koncentráció-csökkenés ott mérhető, ahol eleveniszapos biológiai tisztítási fokozat is működik. 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. A nikotin esetében az alacsony K_{ov} -együttható⁵ arra enged következtetni, hogy viszonylag alacsony a bioakkumuláció veszélye a vízi élőlényekben, de amennyiben a vegyület jelenléte állandó, toxikus hatást képes kifejteni (Oropesa *et al.*, 2017).

⁵ K_{ov} : Oktanol-víz megoszlási együttható, a szerves szennyezőanyagok vízoldhatóságának mértékére vonatkozó érték.

2.3.1.7. Felületaktív anyagok

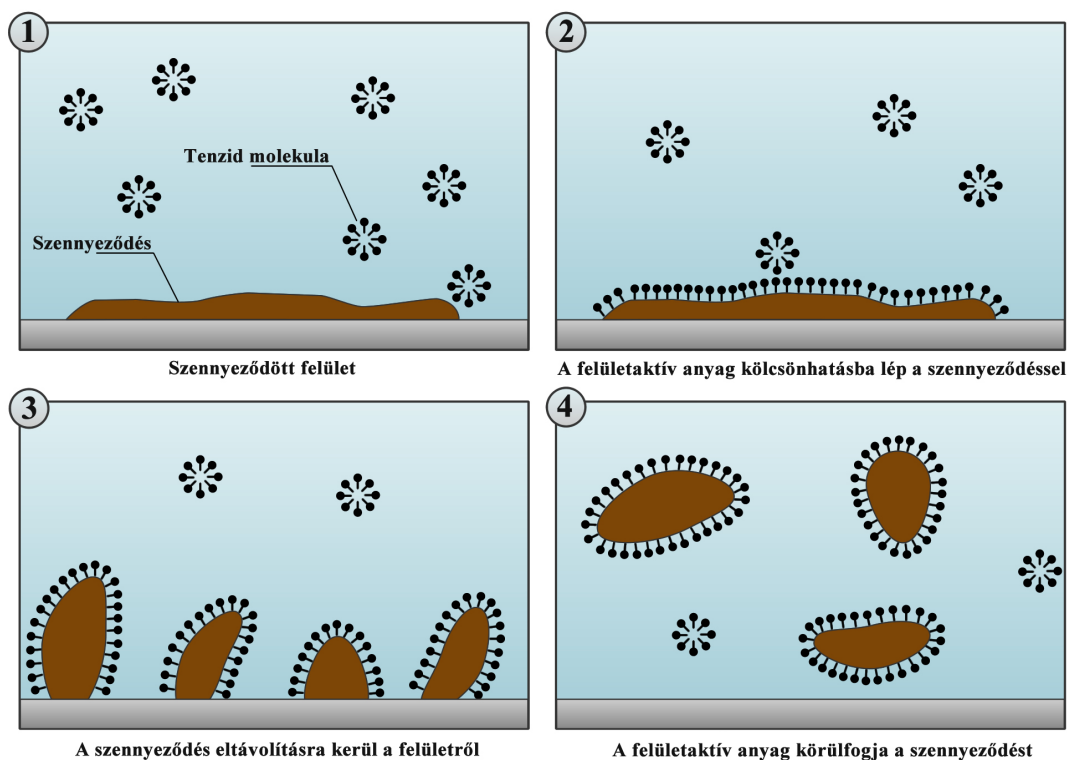
A *tenzidek*, azaz felületaktív anyagok közé jellemzően a zsíroldó, tisztító hatással rendelkező vegyületeket, *detergenseket* soroljuk. Ezek olyan anyagok, amelyek koncentrációja folyadékokban nem egyenletes, hanem az oldat felületén nagyobb, mint az oldat belsejében. Ebből adódóan az oldat felületi 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 (Mao *et al.*, 2012).

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*. A felületaktív anyagok közös jellemzője, hogy egy hidrofil és egy hidrofób részből állnak, azaz amfipatikus molekulák (16. ábra).



16. 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 17. ábra mutatja be.



17. ábra: A felületaktív anyag kölcsönhatása a szennyezőanyaggal (Knisz et al., 2020)

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, befogadódba kerül. A környezetben degradálódásuk főként mikrobiális hatásra zajlik le. Ennek folyamata elsősorban a tenzid kémiai szerkezetének, valamint fizikai, kémiai tulajdonságainak függvénye (Ivanković & Hrenović, 2010).

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 (Zhijiang & Gan, 2014). A korábban széles körben alkalmazott foszfát-tartalmú mosószerek a vízi környezetbe kerülve növényi tápanyagként eutrofizációt okoztak. Ma már rendelet korlátozza a mosószerek foszfát- és fosfortartalmát (259/2012/EU rendelet).

2.3.1.8. 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 tífusz-járványok esetenként több tízezer halálos kimenetelű megbetegedést okoztak (2.2.1. fejezet). 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 (Manasfi *et al.*, 2017).

Az ivóvíz tisztításának, kezelésének jellemzően utolsó lépése a fertőtlenítés. Erre a célra leggyakrabban különböző oxidáló szereket, például klórgázt (Cl_2), nátrium-hipokloritot (NaOCl), klór-dioxidot (ClO_2), vagy ózont (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 (Karches *et al.*, 2021).

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 (HClO) reakcióba lép a vízben előforduló szerves vegyületekkel, a reakcióból pedig fertőtlenítési melléktermékek (*disinfection byproducts, DBPs*) keletkeznek. (WHO, 2004).

1976-ban az Amerikai Egyesült Államok Nemzeti Rákkutató Intézete arról számolt be, hogy az ivóvíz klórozása során keletkező egyik THM-vegyület⁶, a triklórmétán (kloroform, CHCl_3) patkányokban rákkeltő hatású. A karcinogén hatás később a humán egészségügyben is bizonyítást nyert, ezért az ivóvízszabványokban és vonatkozó rendeletekben a THM-koncentrációra vonatkozó határértékek rögzítésre kerültek.

Habár az ivóvíz fertőtlenítésének szükségessége vitathatatlan, az elmúlt évtizedek során többször fény derült a DBP-k egészségkárosító hatására. A DBP-kel 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.

⁶ THM: trihalometán

(Villanueva *et al.*, 2015). 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 (Dan *et al.*, 2016).

2.3.1.9. 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 számon tartott 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 (Knisz *et al.*, 2020).

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 (Salama, 2008). 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 több mint 100 vegyületet számláló PAH-csoport legismertebb vegyületei a naftalin, a benzo(a)pirén, az acenaftilén, vagy a fluorantén (Knisz *et al.*, 2020).

A dioxinok csoportjába is több száz vegyület tartozik, ezek három különálló csoportba, a poliklórozott dibenzo-p-dioxinok, a poliklórozott dibenzofuránok és a dioxinszerű bifenilek csoportjába sorolhatók (Rathna *et al.*, 2018). 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 (Manzetti *et al.*, 2014).

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. Zsíroldékonyságukból adódóan felhalmozódhatnak a zsírszövetekben, ahonnan később mobilizálódhatnak. A táplálékbevitel mellett a légzőszerveken keresztül juthat be nagyobb mennyiség az emberi szervezetbe. A környezetben nehezen bomlanak le, jellemző rájuk a bioakkumuláció.

2.3.1.10. 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 bifénilek, a per- és polifluorozott alkilvegyületek, az égésgátlók, vagy a nanoanyagok, de ugyanebbe a csoportba sorolhatók a műanyag alapanyagok, például biszfenolok, a műanyag lágyítók, például ftalátok, vagy az üzemanyag adalékok is (Knisz *et al.*, 2020).

A poliklórozott bifénilek (*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 Egyezményben bizonyítottan rákkeltő hatásuk miatt a PCB-k gyártása, felhasználása tiltott (Dinka, 2018).

A műanyaggyártásban alapanyagként 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 alapanyagát. 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 (EPA, 2010).

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 (Nagy-Kovács *et al.*, 2018).

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.

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 (Niehs, s.a.). Emberi szervezetben való jelenlétüket összefüggésbe hozták a megváltozott anyagcserével, a meddőséggel, az immunrendszer csökkent hatékonyságával, valamint rákos megbetegedésekkel.

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 (Angyal, 2012). 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 (Who, 2011).

Az égésgátló anyagok (*flame retardants, FR*) olyan kémiai vegyületek, amelyeket termékek – például elektronikai készülékek, szövetek, műanyagok – előállításához használnak adalékanyagként, hogy azok gyúlékonyságát, éghetőségét csökkentsék (Iqbal *et al.*, 2017). 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 (Iqbal, 2017).

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 (Kodavanti *et al.*, 2018).

2.3.1.11. Toxinok

A toxinok növények, állatok, gombák vagy baktériumok által termelt peptidek, amelyek más élőlényekre toxikus hatást fejthetnek ki (Calvo-Flores *et al.*, 2017). 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 kékalgáknak is nevezett cianobaktériumok a vízi

ökoszisztéma fontos részei, fotoszintetizáló, termelő szervezetek. Túlzott tápanyagbevitel esetén az édesvizekben exponenciális szaporodásra képesek és algavirágzást okoznak (Awwa, 2015). 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.

2.3.1.12. 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 (Faigl *et al.*, 2001).

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 szerves higanyvegyületek nagyon mérgezők, a tápláléklánc különböző szintjein halmozódhatnak fel, ezért környezeti jelenlétüket megkülönböztetett figyelem kíséri (Faigl *et al.*, 2001).

Toxikus és rákkeltő hatás köthető a szerves kadmiumvegyületekhez is, amelyek kibocsátója a fémkohászat, vagy a hulladékelhelyezés és feldolgozás lehet. Az ón és ólom szerves 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 (Basu & Janz, 2013).

2.3.1.13. 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 rövid 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 µm-nél kisebb műanyagrészecskék csoportját alkotják. Fontos tehát, hogy itt nem önálló vegyületekről beszélünk, mint az előző

csoporthoz, hanem komplex, adott esetben többféle szintetikus molekulát tartalmazó szemcsékről, amelyek egyéb adalékanyagokat, szekunder szennyezőket is tartalmazhatnak. Épp ezért az analitikában ezeket nem μ/l , vagy ng/l mértékegységgel határozzuk meg, hanem db/l , vagy db/m^3 értékkel adjuk meg a mennyiségüket (Gigault *et al.*, 2018). Műanyagok, műanyagtermékek, amelyek már 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 (Jin *et al.*, 2019).

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 (Boucher & Friot, 2017). 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. Az ivóvízben esetlegesen előforduló mikroműanyagok jelentősebb forrásai inkább a polietilén (PE) és polivinil-klorid (PVC) vízvezetékek kopásából származó műanyag szemcsék lehetnek. Hozzá kell tenni, hogy a palackozott ásványvizek fogyasztásával nagyságrenddel több műanyag jut a szervezetünkbe, mint a csapvíz fogyasztása esetén (Cox *et al.*, 2019).

Több tanulmány mutatott rá a mikro-, és nanoműanyagok ivóvízben való jelenlétére. Ezek jellemzően a vízvezetékekből, víztisztító berendezésekből, épületgépészeti szerelvényekből származnak. Annak ellenére, hogy az ivóvíz továbbítása, elosztása során alkalmazott műanyagok köre szabályozott terület, az ivóvízbe kerülő műanyagrészek kockázatot jelenthetnek az emberi egészségre. Fontos azonban megjegyezni, hogy még mindig viszonylag kevés tanulmány vizsgálta mikroműanyag szennyezettséget az ivóvízben és az eredmények

jelentősen eltérnek, így általános következtetést a témában nem lehet levonni (Danopoulos *et al.*, 2020)

Meglehetősen kevés tudományos adat áll rendelkezésünkre a mikroműanyagok egészségügyi hatásáról, kockázatáról is. Közvetlen toxikus hatásuk, biológiai akkumulációk valószínűleg nem jelentős, de lényeges lehet a belőlük kioldódó egyéb anyagok, adalékanyagok hatása (2.3.1.10. fejezet). Ezt a kioldódást az emberi gyomor savas környezete fokozhatja (Rochman *et al.*, 2013).

Wilkinson és társai szerint a mikroműanyagokra jellemző adszorpciós tulajdonság, amelynek következtében felületükön más, bioaktív szennyezőanyagok megkötésére képesek jelentősebb problémát okoz a vízi környezetben, mint azt korábban gondolták (J. L. Wilkinson *et al.*, 2022). A makro-, és mikroműanyagok aprózódása, kisebb összetevőkre történő bomlása lassú folyamat, ezért feltételezhető, hogy a felhasználásukra vonatkozó szabályozási korlátozások életbe lépését követően akár még évszázadokig is gondot okozhatnak.

A fentiekből látható, hogy a szerves mikroszennyezők csoportja igen nagyszámú és változatos tulajdonságú vegyületet foglal magába. 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.

Megállapítható, hogy jelenleg még 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.

2.3.2. A szerves mikroszennyezők jogi háttere, szabályozása

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. 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. 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. Ez utóbbi direktívát az EU 2020/2184 számú irányelve újította meg.

A már említett 201/2001-es kormányrendelet több, a szerves mikroszennyezők csoportjába sorolt vegyületre állapít meg határértéket a kémiai vízminőségi jellemzőket részletező mellékletében. Ilyenek a policiklusos aromás szénhidrogének, a trihalometánok, a tetra- és triklor-etilén, a triklór-etilén, vagy az 1,2 diklór-etán. Határértéket állapít meg a peszticidekre, néhány esetben – aldrin, dieldrin, heptaklór és heptaklór-epoxid – ez az érték szigorúbb.

Az ivóvíz minőségének szabályozásával kapcsolatosan 2020-ban lépett életbe az EU 2020/2184 számú irányelve, amely több ponton változást hozott az ivóvízben vizsgálandó szerves mikroszennyezők tekintetében. Többek között beemeli a kémiai vízminőségi jellemzők közé és határértéket állapít meg a per- és polifluorozott alkil vegyületekre. A PFA-k közül vizsgálni kell az emberi fogyasztásra szánt víz szempontjából kockázatot jelentő vegyületeket. Az irányelv mintegy 20 PFA-vegyület vizsgálatát írja elő. A trihalometánok esetében négy vegyület, a kloroform, bromoform, brómdiklórmetán és a dibrómklorometán vizsgálatát írja elő és ezek összességére állapít meg határértéket.

Az Európai Unióban a környezet minőségére és a felszíni vizek minőségének monitorozására is születtek olyan irányelvek, amelyek foglalkoznak egyes szerves mikroszennyezőkkel. Az Európai Parlament környezetminőségi előírásokról szóló 2008/105/EK számú irányelve környezetminőségi határértékeket állapít meg olyan perzisztens, toxikus, vagy bioakkumulatív anyagokra, amelyek a felszíni vizekben felhalmozódva tartós és jelentős károsodást okozhatnak az ökoszisztémában. A 33 tételből álló, ún. elsőbbségi listában többek között peszticidek, ipari eredetű szerves szennyezők, PAH-vegyületek szerepelnek. Az irányelv a felsorolt anyagokra éves átlagértéket és maximálisan megengedhető koncentrációt állapít meg és megkülönböztet szárazföldi és egyéb felszíni vizeket. Az irányelv további, esetlegesen elsőbbségi anyagként vagy elsőbbségi veszélyes anyagként azonosítható anyagok listájában többek között a biszfenol-A, a glifozát, vagy a perfluoroktán szulfonsav (PFOS) szerepel.

Ezt a direktívát az EU 2013/39/EU számú irányelve módosította. Ez rendelkezik arról, hogy az elsőbbségi listás anyagokra vonatkozó környezetminőségi előírásokat az egyes tagországok vízgyűjtő-gazdálkodási terveibe be kell emelni. A lista ebben az irányelvben bővült, a korábban megállapított 33 elsőbbségi anyag mellé 8 további szennyezőanyag került be, többek között a dioxinok és dioxin-jellegű vegyületek is.

A Bizottság 2015/495. számú végrehajtási határozata további kiegészítéseket tett, a megfigyelési listán szereplő, monitoring alá helyezendő anyagok közé felkerült a diklofenák, antibiotikumok, valamint a 17-béta-ösztadiol is.

Az Európai Bizottság legutóbbi, 2020/1161 számú végrehajtási határozata ismét módosított ezt a listát. Ezen továbbra is szerepelnek olyan antibiotikumok, mint a szulfametoxazol, az amoxicillin, vagy a ciprofloxacín, illetve kiegészült három azoltartalmú⁷ gyógyszerrel, valamint hét azoltartalmú növényvédőszerrel.

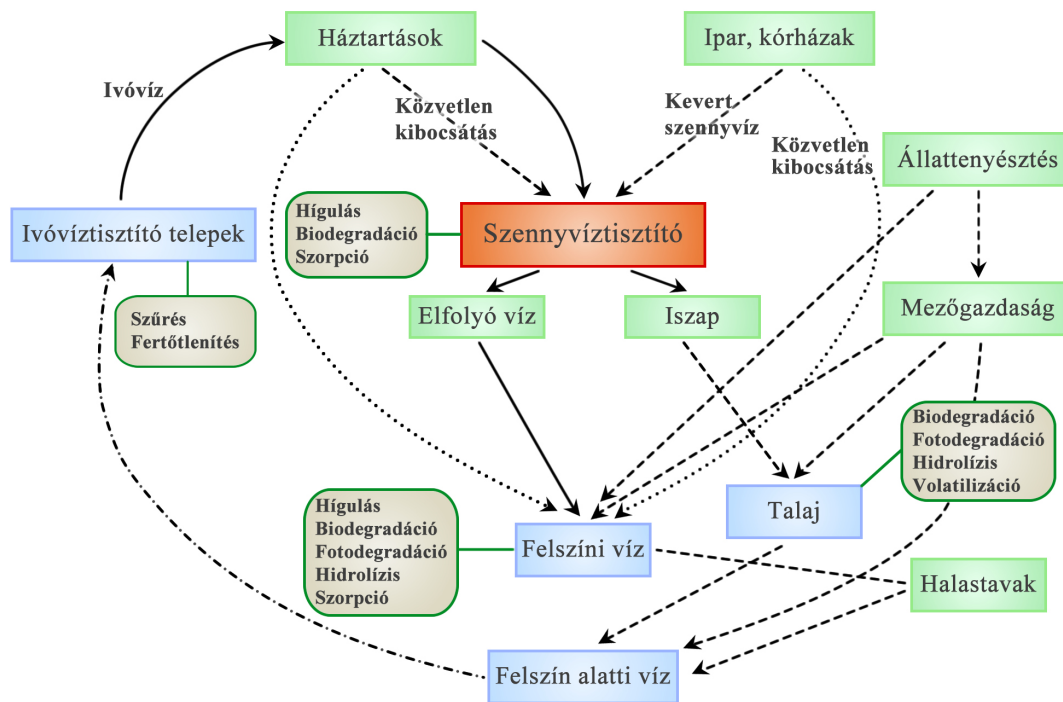
Fentiekből látható, hogy a szerves mikroszennyezők csoportja nem ismeretlen sem a hazai, sem pedig az Európai Unió környezetminőségi és ivóvízbiztonsági szabályozása előtt. Azonban a jogalkotás folyamata meglehetősen hosszadalmas, évekig tart amíg egy kockázatosnak vélt szennyezőanyag megfigyelési listára kerül és szervezett monitorozása történhet. Ehhez szükséges, hogy minden esetben kidolgozásra kerüljön az egyes szennyezőanyagok minőségi és mennyiségi meghatározásának pontos metódusa, a monitoringmódszerek leírása, hogy a végrehajtási határozatot követően az egyes tagországok áttemelhessék a saját szabályozási rendszerükbe.

2.3.3. Szerves mikroszennyezők előfordulása hazai ivóvízbázisokban

A 2.3.1. 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 e vegyületek eltávolítására lettek optimalizálva, ezért azokat nem távolítják el megfelelő mértékben. Ebből adódóan a szerves mikroszennyezők az ivóvízhálózatba kerülve eljuthatnak a fogyasztóig. Az ivóvízbázisokat veszélyeztető szennyezőanyag emissziók gyakorlatilag megegyeznek a környezetet általában terhelő forrásokkal. A környezetbe kikerült szennyezőanyagok transzmisszió révén eljuthatnak a vízbázisokba, bár az egyes vízbázis típusok veszélyeztetettsége között jelentős különbség van. A szerves mikroszennyezők fontosabb emissziós forrásait és jellemző útjait a 18. ábrán foglaltam össze.

⁷ Olyan öttagú heterociklusos vegyületek, amelyek a gyűrű részeként egy nitrogénatomot és legalább egy másik nem szénatomot (nitrogén-, oxigén-, vagy kénatomot) tartalmaznak.



18. ábra: A szerves mikroszennyezők forrásai és transzmissziós folyamatai (Knisz & Vadkerti, 2020)

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. Másrészt viszont jelentős tényező 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.

2.3.3.1. Szerves mikroszennyezők előfordulása felszíni vizekben

A 2.2.5. fejezetben már 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 vízében kutatták, tavak, folyók és tengerek vizének minőségéről van tapasztalatunk. 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 vízbázisoknál 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, kiülepedésre 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 több felszíni vízbázisunkból kimutathatók, koncentrációjuk pedig széles tartományban mérhető (Nagy-Kovács *et al.*, 2018). 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 (Maasz *et al.*, 2019). 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 (Maasz *et al.*, 2019).

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 (lásd 2.2.4. fejezet), 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, ciprofloxacín, azithromycin, claritromycin jelenlétét mutatták ki, jellemzően 3-40 ng/l koncentrációban (Vargha, 2017). 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 (Nagy-Kovács *et al.*, 2019). A kutatás eredményeit a 3. táblázat foglalja össze.

3. táblázat: Szerves mikroszennyezők előfordulása a Duna budapesti szakaszán 2017-ben. (Nagy-Kovács *et al.*, 2018 alapján)

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
			roxitromicin
			szulfametoxazol
Vizsgált, nem kimutatható: 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 hasonló programban szintén a főváros ivóvízellátását biztosító parti szűrésű vízbázis folyamatait vizsgálták, amelyben az elsődleges cél az ivóvízbiztonságot veszélyeztető hatások feltárása volt. A Tiszta Ivóvíz Program keretén belül 12 hónap időtartamban történő mintavételezéssel a Duna vizében és a folyó üledékében, valamint a folyószakaszra telepített parti szűrésű kutak vizében vizsgálta többek között antibiotikumok és antibiotikum-rezisztens mikroorganizmusok jelenlétét. A projekt egyik lényeges megállapítása az volt, hogy a folyó alluviális kavicssteraszában lezajló biológiai és kémiai folyamatok, valamint az abszorpció a legtöbb szennyezőanyag koncentrációját nagy hatékonysággal csökkentik. A vizsgált vegyületek koncentrációja a parti szűrés folyamán a legtöbb esetben a kimutatási határ alá csökkent, azaz nem jelent meg a kutakban (Vargha *et al.*, 2022).

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 (Dragon *et al.*, 2018). A kutatás a Warta folyóban is talált szerves mikroszennyezőket különböző koncentrációban. Az eredményeket a 4. táblázat foglalja össze.

4. táblázat: Szerves mikroszennyezők a Warta-folyó poznańi szakaszán 2017-ben (Dragon *et al.*, 2018 alapján)

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 2.3.3.6. fejezetben írok – de az eddigi tapasztalatok alapján valószínűsíthető, hogy ezek egy része kockázatot jelenthet a termelőkutak

vízminőségére. Ebből adódóan a kapcsolódó felszíni víztestek védelme elsődleges feladat kell legyen.

2.3.3.2. 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.

2.3.3.3. 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 szénhidrogénnel (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 (Greenpeace, 2017c).

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-hipokloritot, műtrágyákat és növényvédőszeret. 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

menyiségben mérhető szennyezőanyagok. Szerves mikroszennyezők tekintetében a klórozott rovarirtószerek, mint a 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 (Greenpeace, 2017b). 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.

2.3.3.4. 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 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 ipartelep azonosították. A problémát kezdetben a termelés Siócsatorna menti kutakra való átcsoportosításával, valamint a szennyezett víz szivattyúzásával,

tervezett mozdításával igyekeztek orvosolni. Hamarosan kiderült, hogy a szénhidrogén-szennyezés a Sió-parti telepet a védekezési munkák ellenére is elérte (Aquaplus, 2015).

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 szűrésű 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 mindez idáig nem sikerült megszüntetni. A kármentesítés jelentős anyagi ráfordítás mellett jelenleg is tart és a tervek szerint 2023-ra fejeződik be (Aquaplus, 2015).

2.3.3.5. Szerves mikroszennyezők előfordulása karsztvízbázisokban

A karsztos rétegekben elhelyezkedő vízbázisok általában a mészkő, esetleg dolomit kisebb nagyobb repedéseiben, üregeiben található meg. A karsztvízbázisok a felszínnel legtöbbször valamilyen kapcsolatban állnak, víznyelőkől, 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, policiklusos 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 (Greenpeace, 2017a).

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 aerob körülmények között zajlik le hatékonyan. E körülmények – fény és oxigén jelenléte – a felszín alatti víztestek esetében nem állnak fenn, jellemző az állandó hőmérsékletű, anaerob 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.

2.3.3.6. 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. Ezek a hazánkban általánosan elterjedt, klasszikusnak mondható ivóvíztisztító technológiai lépcsőkkel – mint az oxidáció, mechanikai szűrés, fertőtlenítés – nem távolíthatók el megfelelő mértékben. Koncentrációjuk eredményes csökkentése általában membránszűréssel – nanoszűréssel, vagy fordított ozmózissal – történhet, amelynek beruházási és karbantartási költsége viszonylag magas, üzemeltetése pedig precíz előkezelést igényel (Salamon & Goda, 2019). 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 (Hiscock & Grischek, 2002). Ebből kiindulva feltételezhető, hogy a szerves mikroszennyezők eltávolításában is ugyanezek a paraméterek irányadók. Az elmúlt évtizedben zajlott kutatások pedig alátámasztják ezt a feltételezést.

2.3.3.7. Szerves mikroszennyezők előfordulása budapesti parti szűrésű vízbázisokon

Egy 2016. és 2019. között zajló nemzetközi projekt keretében végzett kutatásban – amelyben magam is részt vettem – a Fővárosi Vízművek a parti szűrés ultraszűréssel, nanoszűréssel, valamint fordított ozmózissal történő kombinálhatóságát vizsgálta (Nagy-Kovács *et al.*, 2019). 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 határfoka. 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 detektálható volt (5. táblázat). Ezek koncentrációjának változása a parti szűrés folyamatában tág határok között változott (Nagy-Kovács *et al.*, 2018).

5. táblázat: Szerves mikroszennyezők átlagos koncentrációja a Duna budapesti szakaszán és a parti szűrésű kutakban (ng/l) (Nagy-Kovács *et al.*, 2018 alapján)

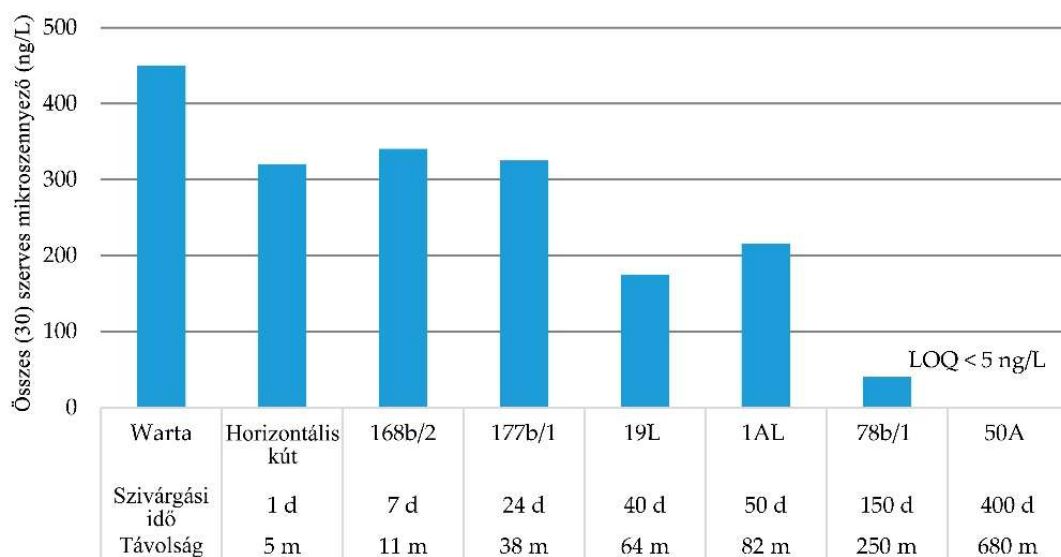
Szerves mikroszennyező	Duna, Szentendre ng/l	Parti szűrt víz, Szentendre ng/l	Eltávolítás határfoka %	Duna, Csepel ng/l	Parti szűrt víz, Csepel ng/l	Eltávolítás határfoka ng/l
benzotriazol	272	85	69%	256	146	43%
biszfenol-A	33	51	-	86	105	-
toliltriazol	121	63	48%	142	88	38%
karbamazepin	30	24	4,2%	31	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-ESA 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 biszfenol-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 (Nagy-Kovács *et al.*, 2019).

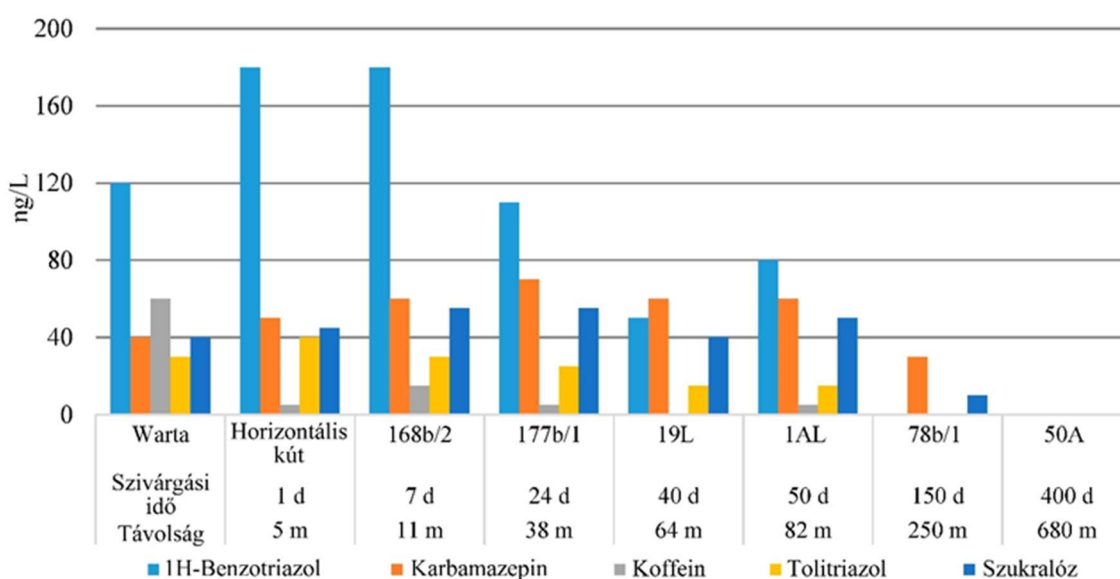
2.3.3.8. Mikroszennyezők koncentrációjának csökkenése és a szivárgási úthossz kapcsolata

Több kutatás is vizsgálta a szerves mikroszennyezők eltávolításának hatékonysága, valamint a szivárgási úthossz – a folyómeder és a termelőktől távolsága – közötti összefüggéseket. Lengyelországban, a Warta folyón, Poznań város ivóvízellátását biztosító parti szűrésű vízbázison folyt kutatómunka 2017 folyamán. A vizsgálatban egy kútcsoport által termelt nyersvízben célzottan vizsgáltak néhány kiválasztott szerves mikroszennyezőt. A 19. ábrán is bemutatott eredmények egyértelmű összefüggést mutattak a mikroszennyezők koncentrációja és a kutak folyótól való távolsága, azaz a szivárgási úthossz között (Dragon *et al.*, 2018).



19. ábra: Szerves mikroszennyezők koncentrációja és a szivárgási úthossz kapcsolata a Warta-folyó poznaíi szakaszán (Dragon et al., 2018 alapján)

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 (20. ábra).



20. ábra: Egyes szerves mikroszennyezők koncentrációja a Warta-folyóban és a folyótól különböző távolságban üzemelő kutakban (Dragon et al., 2018 alapján)

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 (Kármán *et al.*, 2014). Ennek hiányában, a felszín alatti víz hatásának ismerete nélkül az eredmények csak hozzávetőleges képet mutatnak a szerves mikroszennyezők eltávolításának hatékonyságáról.

2.3.4. Az alkalmazott ivóvíztisztító technológiák hatékonysága a szerves mikroszennyezők eltávolításában

Kutatómunkám során egy laboratóriumi körülmények között összeállított félüzemi modell berendezésen vizsgáltam a lassú homokszűrő és a fordított ozmózis elvén működő membrán hatékonyságát a szerves mikroszennyezők eltávolításában. Ezért a szakirodalomkutatás és elemzés feladatát kiterjesztettem az ivóvízkezelő technológiák témakörére is.

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 fogyasztókhöz különösen fontos. Ebben a fejezetben korábbi kutatásokra támaszkodva áttekintem az elterjedtebb – úgymond klasszikus – ivóvíztisztító technológiák szerves mikroszennyezők eltávolításában tapasztalt hatékonyságát.

2.3.4.1. 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 e szennyezőanyagok eltávolítására (Moon-Kyung & Kyung-Duk, 2016). A 6. táblázatban az ivóvízkezelésben alkalmazott eljárásokat és folyamatokat foglaltam össze.

6. táblázat: Az ivóvízkezelésben alkalmazott gyakoribb eljárások és folyamatok (Mátrai, 2021 alapján)

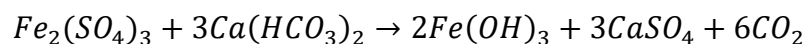
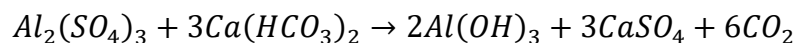
Fizikai eljárások	Fizikai-kémiai eljárások	Biológiai eljárások
Gázmentesítés		
Levegőztetés	Savtalanítás	
Nyomáscsökkentés	Oxidáció	
Melegítés		
Lebegőanyag eltávolítás		
Szűrés	Derítés	
Ülepítés		
Oldott komponens eltávolítása/koncentrációjának csökkentése		
Desztilláció	Vegyszeres vízlágyítás	Nitrifikáció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

2.3.4.2. Derítés: a koaguláció, flokkuláció, és a szedimentáció folyamata

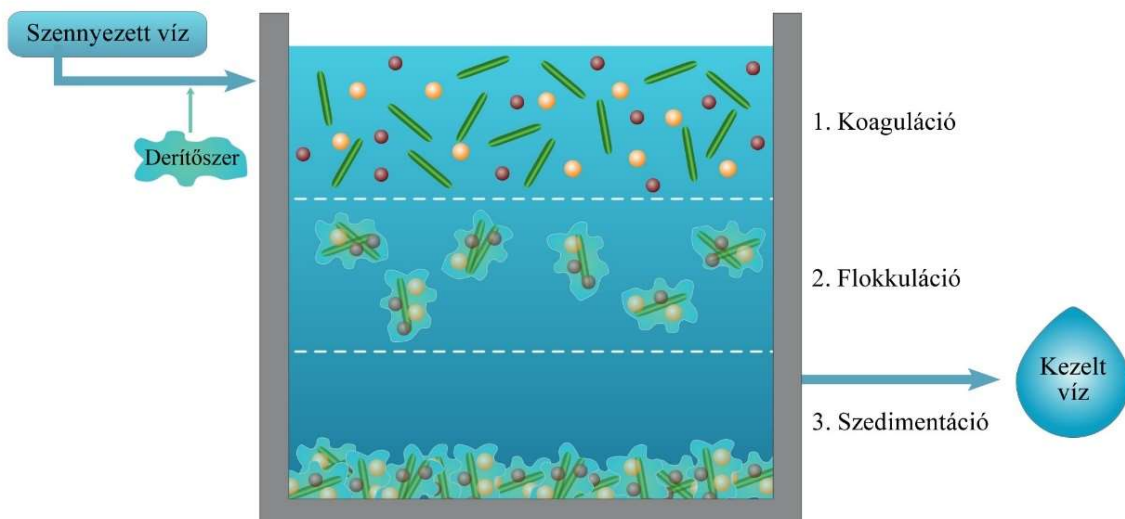
A tisztítandó vízben előforduló kolloid méretű – azaz 500 nm-nél kisebb mérettartományú – szennyezőanyagok felületi töltésüknek köszönhetően a vízből spontán nem ülepszíthetők ki. E szennyezőanyagok csoportjába jellemzően szerves molekulák tartoznak, amelyek eltávolítására derítést alkalmazunk. A derítés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

1. a koaguláció (kicsapatás),
2. a flokkuláció (pelyhesítés) és
3. 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 (21. ábra). A pelyheképződés további segéd-derítőszer (például polielektrolitok) adagolásával felgyorsítható, így a folyamat hatékonysága növelhető. A mikropelyhek nagyobb méretű, hatékonyan ülepszíthető makropelyhekké kapcsolódnak össze. Az így képződött, fém-hidroxiddal létrehozott pelyhek lényegesen nagyobb méretűek, tömörebb szerkezetűek, hatékonyabb és lényegesen gyorsabb szilárd-folyadék fázisátváltást tesznek lehetővé (Mátrai, 2021).



21. ábra: A derítés folyamata (a szerző munkája Popowich et al., 2015 alapján)

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 (Moon-Kyung & Kyung-Duk, 2016). A 7. táblázat összefoglalja egyes gyógyszer hatóanyagok eltávolíthatóságának hatékonyságát különböző fém-sók alkalmazása mellett.

7. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők derítéssel történő eltávolításának hatásfoka (Moon-Kyung & Kyung-Duk, 2016 alapján)

Derítőszer	Dózis	Szennyezőanyag	Eltávolítás hatásfoka (%)
FeCl ₃	25,50 mg/l	ibuprofén	12,0
		diklofenák	21,6
		naproxen	21,6
		karbamazepin	6,3
		szulfametoxazol	6,0
		trimetropim	32,1
Al ₂ (SO ₄) ₃	25 mg/l	galaxolid	79,2
		diazepam	12,5
		szulfametoxazol	0,9
		tonalid	75,8
FeCl ₃	100, 200 mg/l	galaxolid	76,4
		biszfénol-A	20,0
		dietilhexitalát	70,0
Al ₂ (SO ₄) ₃	200 mg/l	noniphenol	90,0
		aldrin	46,0

	100 mg/l	bentazon	15,0
PACI	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 diklofenák 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.

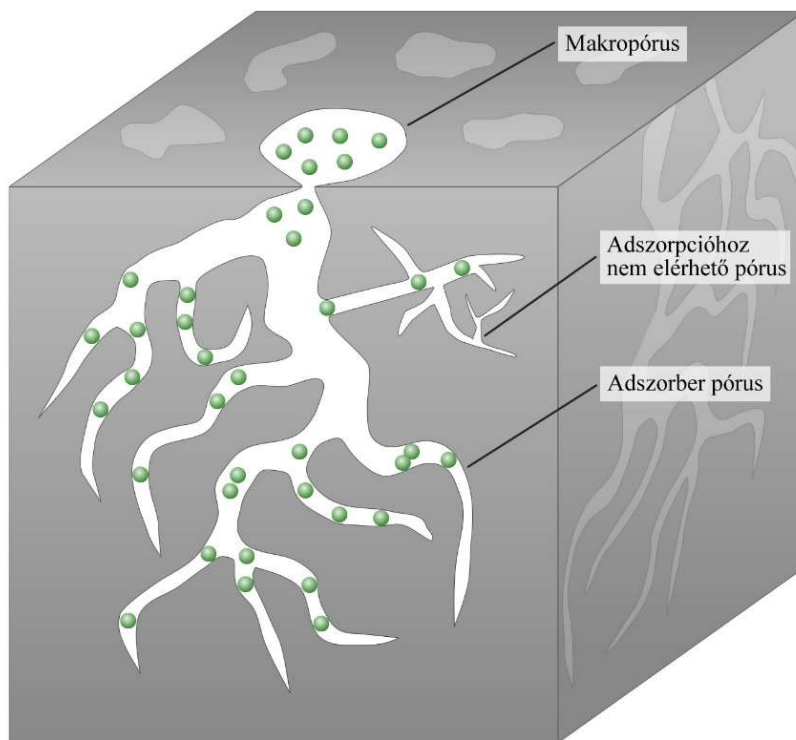
A derítés hatékonyságára további szakirodalmakban is találunk példát. Matamoros és Salvado munkájában a szerves mikroszennyezők viszonylag magas (20-50%) hatásfokú eltávolításáról számol be olyan vegyületek esetében, amelyek K_{ov} értéke 4, például galaxolid, tonalid, vagy oktil-fenol (Matamoros *et al.*, 2012). Suárez és társai kutatásában számottevő (20-40%) csökkenést tapasztaltak olyan szerves mikroszennyezők esetében mint a diklofenák, a naproxen, és az ibuprofén (Suarez *et al.*, 2009). 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 (Asakura & Matsuto, 2009).

A derítés hatékonysága a hidrodinamikai viszonyok mellett nagyban függ az adagolt derítőszer fajtájától, dózisától 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 diklofenák (kb. 100%,) esetében. E vegyületek közös tulajdonsága, hogy fényérzékenyek, fotolitikus bomlásuk volt megfigyelhető a koagulációs folyamat mellett (Nam *et al.*, 2014). 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.

2.3.4.3. Adszorpció: aktív szén alkalmazása technológiai folyamatokban

Az adszorpció egy kizárólag fizikai jelenségeken alapuló folyamat, amely során bizonyos komponensek az adszorbens felületén megkötődnek (22. ábra). 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 (Mátrai, 2021).



22. ábra: Az adszorpció folyamata aktív szénen (a szerző munkája Sirocki et al., 2013 alapján)

Az aktív szén fajlagos felülete 1000-1200 m² 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. Az aktív szenet granulált formában a törésponti klórozásból származó klóraminok, triklórmetán, valamint a kellemetlen íz-, és szaganyagok eltávolítására alkalmazzák.

Számos tanulmány vizsgálta a szerves mikroszennyezők adszorpcióval történő eltávolításának hatékonyságát laboratóriumi és félüzemi méretű kísérletekben. Egyes kutatásokban sikerült kimutatni, hogy a víztisztítás folyamatában megemelt PAC-dózis a kezdeti koncentrációtól függetlenül csökkentette egyes szerves mikroszennyezők koncentrációját (Moon-Kyung & Kyung-Duk, 2016). Hernández-Leal és munkatársai rámutattak, hogy egyes mikroszennyezők, mint a butilparabén vagy a koffein koncentrációja jelentős mértékben (~94%) csökkent 5 perc kontaktidő eltelte után (Hernández-Leal *et al.*, 2011). A 8. táblázat Moon-Kyung aktív szén alkalmazásával elért eredményeit foglalja össze.

8. táblázat: Por alakú aktív szén (PAC) és granulált aktív szén (GAC) hatékonysága egyes szerves mikroszennyező eltávolításában (Moon-Kyung & Kyung-Duk, 2016 alapján)

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

		öszttron	64
		17 β -öszttradiol	>43
		17 α - etinilöszttradiol	>43
	29g/70,6 ml laborkísérletben	biszfénol-A	66
		nonifénol	84
		triklozán	95
	üzemi körülmények között, kontaktidő: 15 perc	diklofenák	~100
		trimetroprim	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 szenes eltávolításának 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 vegyület és a PAC között kialakuló elektrosztatikus kölcsönhatás adszorbeálja, ezért a pH befolyásolta eltávolításuk hatékonyságát (Nam *et al.*, 2014).

Megfigyelhető, hogy felszíni vizek kezelésénél szerves mikroszennyezők esetében alacsonyabb az aktív szenes 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) jelenléte okozta, amely könnyebben adszorbeálódik az aktív szénhez, mint az alacsonyabb koncentrációban jelenlévő szerves mikroszennyezők. A folyamat érzékeny a hőmérsékletre is. Alacsony hőmérsékleten (<5°C) csökkent a mikroszennyezők adszorpciójának hatékonysága, a csökkenés pedig a hidrofób vegyületeknél jelentősebb volt, mint a hidrofil vegyületek esetében.

2.3.4.4. Klórozás, ózonozás és UV-fény

Az ivóvízkezelés folyamatának jellemzően utolsó, de nem kevésbé fontos lépése a fertőtlenítés, mint a klórozás, az ózonozás (O₃), 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 (Mátrai, 2021). 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 (Moon-Kyung & Kyung-Duk, 2016).

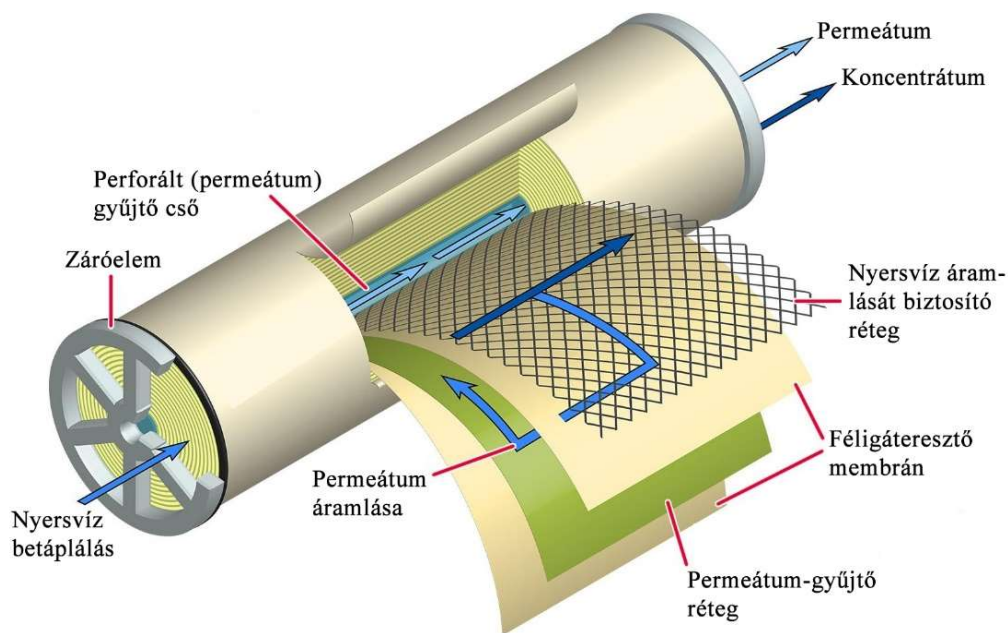
A klórozáshoz hasonlóan az ózonnal történő vízkezelés célja is elsősorban a fertőtlenítés és oxidálás, de az ózon oxidációs szerként alkalmas lehet a szerves mikroszennyezők oxidálására is. Az ózonozás kétféleképpen oxidálhatja a mikroszennyezőket, az ózonnal való közvetlen reakcióval, vagy pedig közvetett 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 (Moon-Kyung & Kyung-Duk, 2016).

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.

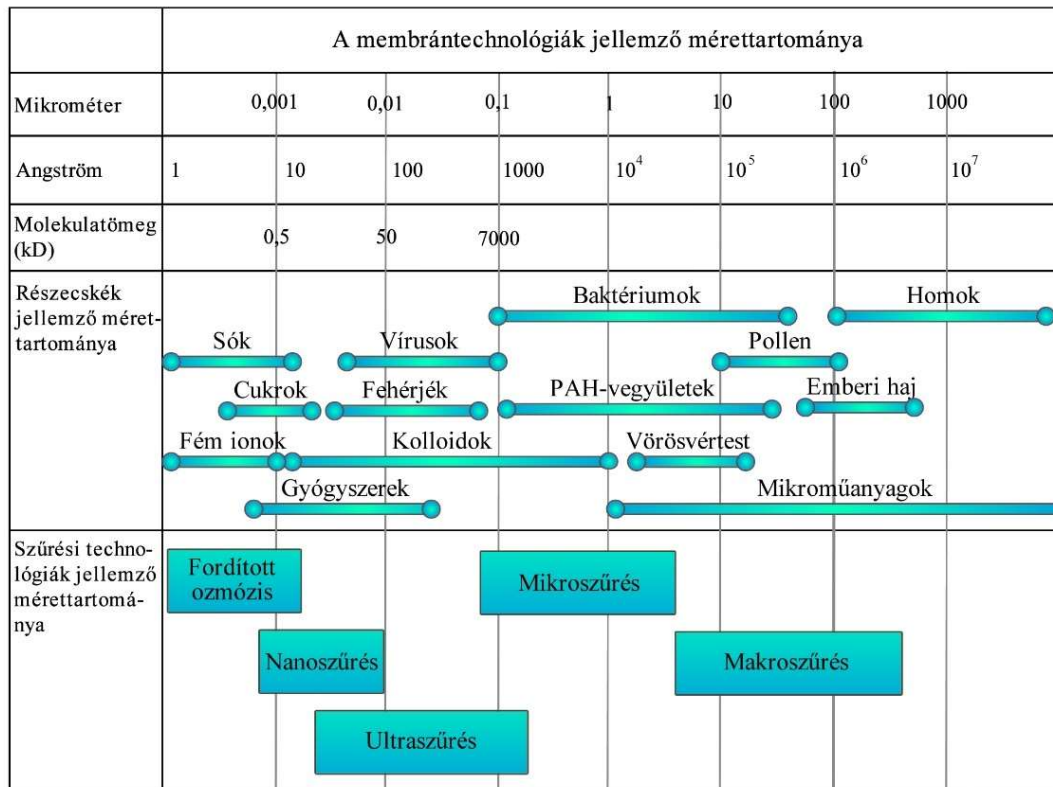
2.3.4.5. Membrántechnológiák

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 átterszi, más komponenseket pedig visszatart. Egyik legmeghatározóbb tulajdonsága az átterszőképesség, 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 hidrofil komponenst építenek bele, továbbá ellenállóvá és tartóssá teszik. A membrántechnológiákat leggyakrabban jellemző pórusméretük szerint csoportosítjuk. Ez alapján megkülönböztethetünk mikroszűrést (MF), utraszűrést (UF), nanoszűrést (NF), valamint fordított ozmózist (RO) (Salamon, 2020). Egy fordított ozmózis elvén működő membránszűrő általános felépítése a 23. ábrán látható.



23. ábra: A membránszűrő felépítése (Maynard & Whapham, 2020 alapján)

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 24. ábra a membrántechnológiák, valamint egyes anyagok, szennyezőanyagok jellemző mérettartományát és egymáshoz való viszonyukat mutatja be.



24. 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 μm , 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 (Phadunghus *et al.*, 2017).

A nanoszűrés (NF) mérettartománya 0,001-0,01 μm , 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 szervetlen kerámia. A nanoszűrés fő alkalmazási területe az élelmiszer-, és gyógyszeripar, valamint a vegyipar. Hasonlóan a többi membrántechnológiához, a nanoszűrésnél is alapvető feltétel a szürendő víz előkezelése.

A legnagyobb hatékonyságú membrántechnológia a fordított ozmózis (RO), amely a vízben oldott állapotban lévő, kis molekulásúlyú, egyértékű ionok visszatartására is alkalmas.

Mérettartománya 0,0001-0,001 μm . 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 (Phadunghus *et al.*, 2017).

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 szulfametoxazol gyógyszermolekulák visszatartásának hatékonyságáról érhetők el. E vegyületek eltávolításának hatékonyságát a nanoszűrés és a fordított ozmózis esetében vizsgálták Phadunghus és munkatársai (Phadunghus *et al.*, 2017). Tanulmányukban megfogalmazott eredményeiket a 9. táblázatban foglaltam össze.

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

Szennyezőanyag	oldat pH	Eltávolítás határfoka NF	Eltávolítás határfoka 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 határfokú nanoszűrés jobb választás lehet.

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. Viszont fontosnak tartom hangsúlyozni, hogy a ma széles körben alkalmazott ivóvízkezelő technológiákat nem kifejezetten a szerves mikroszennyezők eltávolítására tervezték és üzemeltetik. Ebből adódóan e szennyezőanyagok viselkedése, koncentrációjuk esetleges csökkenése az ivóvíztisztítás folyamatában legtöbbször kontroll nélkül történik, így tulajdonképpen eljuthatnak a fogyasztókhoz.

2.4. Részkövetkeztetések

Az emberi életvitelnek, a technológiai fejlődésnek és a növekvő fogyasztásnak köszönhetően a szerves mikroszennyezők évről-évre nagyobb mennyiségben kerülnek ki a környezetbe. Számos vegyületről ismert, hogy jelentős kockázatot jelent az ökoszisztémára, vagy az emberi egészségre. Bár történtek előremutató változások néhány kockázatosnak minősített anyag betiltásával és kiváltásával, azok környezeti jelenléte sok esetben szignifikánsnak mondható. Fontosnak tartom, hogy rámutassak arra a problémára, hogy részben sokféleségük, részben pedig a jogalkotás rendszerének lassúsága miatt e szennyező anyagok jelentős része nem esik szabályozás alá. Következésképpen megállapítható, hogy e vegyületek sokszor megfelelő kontroll nélkül kerülnek ki a környezetbe.

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. Kijelenthető tehát, hogy bizonyos szerves mikroszennyező vegyületek jelen vannak a Dunában, de mérhető koncentrációjuk általában alacsonynak mondható, jellemzően nem éri el a µg/l tartományt. A parti szűrés hatékonysága a szerves mikroszennyezők eltávolításában igen változó lehet. A leginkább vizsgált budapesti parti szűrésű vízbázisoknál a legtöbb vegyület esetében kimutatható volt valamekkora koncentráció-csökkenés a parti szűrés folyamatában, de egyes vegyületek megjelentek a víztermelő kutakban.

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 befolyásolhatnak. A ma széles körben alkalmazott ivóvízkezelő technológiákat nem a szerves mikroszennyezők eltávolítására tervezték és üzemeltetik. Mi több, e szennyezőanyagok jelentős részének koncentrációját a nyersvízben, vagy az ivóvízben rutinszerűen nem is vizsgálják. Ebből adódóan e szennyezőanyagok viselkedése, koncentrációjuk esetleges csökkenése az ivóvíztisztítás folyamatában kontroll nélkül történik, így tulajdonképpen eljuthatnak a fogyasztókhoz.

3. A KUTATÁS SORÁN ALKALMAZOTT MÓDSZEREK BEMUTATÁSA

3.1. Parti szűrt víz arány meghatározása stabil izotóparány vizsgálatával

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 ^2H és a ^1H , valamint a ^{18}O és ^{16}O – nehéz és könnyű – stabil izotópok arányának meghatározása információt nyújthat a felszín alatti – így a parti szűrésű – vizek eredetéről (Deák *et al.*, 1992). 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 a 10. táblázat foglalja össze.

10. táblázat A hidrogén és oxigén stabil izotópok előfordulásának aránya a környezetben (Deák *et al.*, 2011).

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

A stabil izotóparány vizsgálatának a módszerét sikerrel alkalmazták egy hazai kutatásban is, amelyben a csapadék izotópösszetételét, valamint azok arányára hatást gyakorló környezeti körülményeket vizsgálták (Vodila *et al.*, 2011).

A csapadék stabil izotópos összetételének változékonyságát elsősorban a globális trendek határozzák meg, azonban kisebb léptékű, helyi hatások is érvényesülnek (Bowen & Wilkinson, 2002).

Az említett hazai tanulmány 9 év kutatási eredményeit foglalja össze, amely Debrecenben gyűjtött csapadékminták és meteorológiai adatsorok felhasználásával készült. Az eredmények azt mutatták, hogy a regionális és helyi szintű folyamatok mind az oxigén, mind a hidrogén tekintetében jelentős hatással vannak a csapadék izotópos összetételére. Megállapítható volt, hogy a hőmérséklet fontos paraméter, amely a csapadék stabil izotópjainak változékonyságát szabályozza (Vodila *et al.*, 2011).

Ez a változékonyság felszín alatti vizekre, azok közel állandó hőmérséklete miatt nem jellemző. Korábbi esettanulmányok igazolták e módszer használhatóságát parti szűrt víz arány meghatározásának esetében is (Deák *et al.*, 1992). Egy kutatás három hazai parti szűrészű vízbázist vizsgált, a Szentendrei-szigeten, Fadd-Domboriban és Mohácson. A módszerrel sikerrel határozták meg a vizsgált kutak vizének felszíni víz eredetű részarányát. A Szentendrei-sziget esetében a Duna víz mellett e beszivárgó csapadékvíz jelenléte és aránya volt meghatározható, míg a másik kettő – parti elhelyezkedésű – vízbázis esetében a Duna vízállásának hatására a szűrt víz arányban jelentős ingadozás volt tapasztalható (Deák *et al.*, 1992).

Ugyanezt a módszert sikerrel alkalmazták ásványvizek eredetének és korának meghatározására is. Mivel a környezet hőmérséklete befolyásolja a stabil izotópok csapadéokban kialakuló arányát, a felszín alatti vizekben mérhető arány egyfajta „kordokumentum” a beszivárgás idejére vonatkozóan. A hazai, tízezer évnél régebben, azaz a jégkorszak vége felé beszivárgott vizek $\delta^{18}\text{O} = -10$ és -15 ‰, valamint a $\delta^2\text{H} = -70$ és -100 ‰ közötti értékekkel jellemezhetők. Az ennél régebben, mintegy húszezer éve az utolsó eljegesedési hideg csúcs (Würm-glaciális) idején beszivárgott vizekre pedig -14 - -15 ‰ és -100 - 110 ‰ körüli stabil izotóp összetétel jellemző (Deák *et al.*, 2011).

A csapadék és felszín alatti víz eredetvizsgálat mellett a stabilizotópgeokémia remekül alkalmas parti szűrészű vízbázisok működési folyamatainak vizsgálatára is. Kármán és munkatársai egy a Szentendrei sziget vízbázisán folytatott kutatásban 6 hónapon keresztül vizsgálták a kutak oxigénizotóp összetételét. A kapott eredményeket felhasználva modellezhető volt a szivárgási idő, illetve ennek változása a Duna vízállásának függvényében (Kármán *et al.*, 2014).

3.2. Szerves mikroszennyezők vizsgálatának módszerei

Bár a szerves mikroszennyezők detektálására, mennyiségi meghatározására többféle módszer is alkalmazható, a gyakorlatban a nagyműszeres kémiai analitikán belül általában valamelyik kromatográfiás módszer szolgál az egyes komponensek elválasztására és egy hozzákapcsolt spektroszkópiai 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 (Salamon, 2020).

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 (Balla, 2006).

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 (Fekete, 2006).

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) (Fekete, 2006).

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 (Price, 1977).

3.3. Szerves mikroszennyezők kockázatbecslésének módszerei

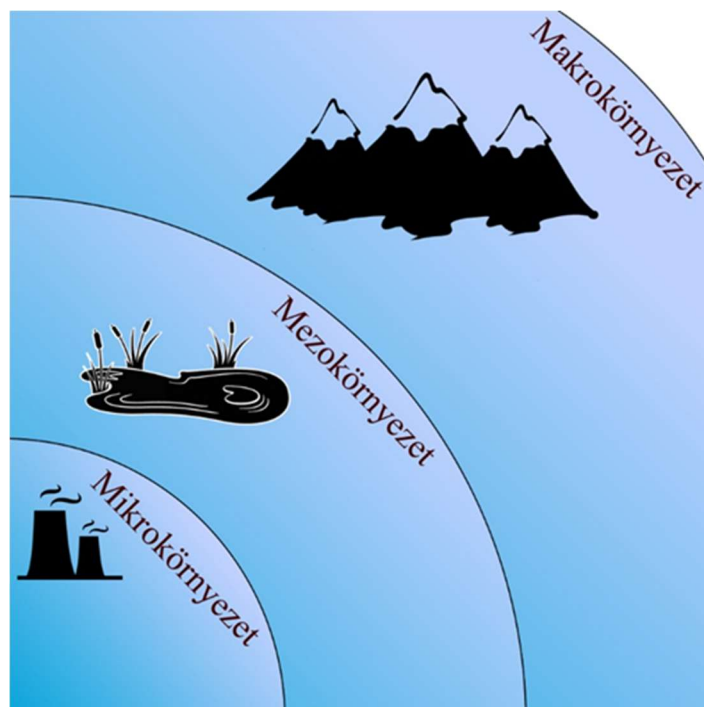
A kockázatbecslés, kockázatkezelés legelőször a polgári és katonai légiközlekedésben, az űrtechnológia területén, valamint a nukleáris iparban jelent meg, hiszen ezek olyan területek, ahol a baleset kialakulásának kockázata viszonylag magas, a következmények pedig súlyosak lehetnek. A kockázatbecslés mára igen jól alkalmazható módszerré fejlődött a veszélyek, kockázatok felmérésére, rangsorolására és kezelésére. Napjainkban a kockázatbecslés sokféle módszere ismert és alkalmazott, a különböző megközelítések és folyamatok jellemzően az egyes szakterületekhez igazodva terjedtek el (Goda, 2021a). 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.

3.3.1. Szerves mikroszennyezők ökológiai kockázatbecslése

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 stresszort⁸ 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 25. ábra a kockázatok térbeli szintjeit mutatja be.

⁸ Stresszor: egy – esetünkben ökológiai – rendszer egyensúlyát, biztonságát veszélyeztető belső vagy külső tényező.



25. ábra: A kockázatok térbeli szintjei (Goda, 2021a)

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 (Kováts & Paulovits, 2001).

A *retrospektív kockázatbecslés* a már szennyezett környezet vizsgálatából, a szennyezőanyag, vagy anyagok koncentrációjának méréséből indul ki, gyakorlatilag az imisszió vizsgálatát jelenti. 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 (Kováts & Paulovits, 2001).

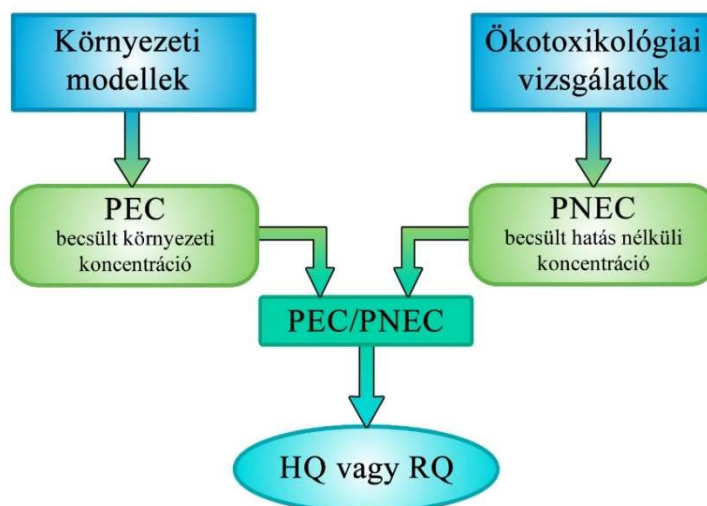
Szerves mikroszennyezők esetében ez idáig főleg ökológiai kockázatbecslések készültek. A következő fejezetekben néhány olyan módszert mutatok be, amelyek egyes elemeit később a saját számításaimban is felhasználok.

3.3.2. Kockázati tényező meghatározása

Hasonlóan más szennyezőkhöz, szerves mikroszennyezők esetében is jellemezhető a kockázat mértéke a kockázati tényező (RQ vagy HQ)⁹ 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^{10}) és az ökoszisztémára hatás nélküli becsült koncentráció ($PNEC^{11}$) hányadosából adódik. Amennyiben mért adatok is rendelkezésre állnak, úgy a PEC helyettesíthető a MEC^{12} 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 (Chai Ching Hsia *et al.*, 2018). Az RQ meghatározásának folyamata a 26. ábrán látható.



26. ábra: A PEC/PNEC és a HQ/RQ összefüggései (a szerző munkája Chai Ching Hsia *et al.*, 2018 alapján)

⁹ RQ – Risk Quotient, HQ – Hazard Quotient

¹⁰ PEC – Predicted Environmental Concentration

¹¹ PNEC – Predicted No Effect Concentration

¹² MEC – Measured Environmental Concentration

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 (Petrović *et al.*, 2005). 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 (Gros *et al.*, 2010).

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 (Gros *et al.*, 2010).

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.

Rathi és munkatársai összefoglaló munkájukban gyógyszerek, kozmetikumok és testápolási termékek és mesterséges élelmiszer adalékanyagok kockázati hányadosának számításával foglalkoztak (Rathi *et al.*, 2021). Egyes vizsgált ivóvízkezelő létesítmények tisztított vizében szulfametoxazol, indometacint és koffeint mutattak ki, de ezek koncentrációja alacsony volt ahhoz, hogy jelentős kockázatot jelentsenek akár a legérzékenyebb, 0-3 éves korosztályra. Rámutattak, hogy a vizsgált anyagok közül a szulfametoxazolhoz rendelhető a legmagasabb kockázati tényező. A Gangesz folyó antropogén hatásnak erősen kitett középső és alsó szakaszán vizsgáltak PPCP-csoportba tartozó vegyületeket. Az eredmények azt mutatták, hogy a folyóból származó vízmintákban e vegyületek összmenyisége 54,7 és 826 ng/l között változott. Legnagyobb mennyiségben a koffein volt jelen, mintegy 743 ng/l koncentrációban. Viszont a jellemzően parti szűrésű, vagy talajvíz alapú vízszerezéssel üzemelő vízművek tisztított vizében e vegyületek már lényegesen alacsonyabb koncentrációban fordultak elő, így a humán egészségre gyakorolt kockázatuk kicsi. Ellenben a Gangesz folyó vizsgált szakaszain az ökológiai kockázat igen magas. Jelentősebb kockázatot a koffein, a triklokarban, a szulfametoxazol, a triklozán, és a szukralóz jelentenek (Rathi *et al.*, 2021).

3.3.3. Kockázati tényező meghatározása ivóvíz esetében

A kockázati tényező meghatározása eltérően történik a 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) számítandó, az egyenlet azonban a környezeti kockázatelemzésnél használt változattól eltérően épül fel (De Jesus Gaffney *et al.*, 2015).

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

A C_s értéke a mintákban mért koncentrációval egyezik meg, a nevező $DWEL$ ¹³ értéke pedig az úgynevezett ivóvíz-egyenérték, amely többféle paraméterből számítható, és a feltételezhető egészségügyi hatást hivatott reprezentálni. Az egészségügyi hatás korcsoportonként eltérő

¹³ Drinking Water Equivalent Level.

lehet, ezért a *DWEL* meghatározásához egy nemzetközi adatbázist, az EPA által publikált útmutatót vettem alapul (EPA, 2005). A *DWEL* olyan tényezőket vesz figyelembe, mint az elfogadható, vagy tolerálható napi bevétel, az adott életkorra jellemző testtömeg, a felszívódás mértéke, valamint a feltételezett egészségügyi hatás (Epa, 2018). A *DWEL* számítására több hasonló módszer is létezik, de mindegyik az *ADI*¹⁴, más forrásokban *TDI*¹⁵, azaz az elfogadható, illetve tolerálható napi bevétel értékével számol az alábbi képlet szerint.

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

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 már egy kifejezetten ivóvízhálózaton megvalósított kutatásban (Kondor *et al.*, 2021). 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* az egyes gyógyszermaradványok tolerálható napi bevétele, *BW*¹⁶ az átlagos testsúly, *DWI*¹⁷ a napi csapvíz-fogyasztás, *AB*¹⁸ az gasztrointesztinális (emésztőszervrendszeri) felszívódás sebességének együtthatója, A *FOE*¹⁹ 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 (PFAS²⁰) humán-egészségügyi kockázatait vizsgálták (Thomaidi *et al.*, 2020).

¹⁴ ADI: Acceptable Daily Intake

¹⁵ TDI: Tolerable Daily Intake

¹⁶ BW: (average) body weight

¹⁷ DWI: daily tap water intake

¹⁸ AB: gastrointestinal absorption rate

¹⁹ FOE: frequency of exposure

²⁰ PFAS: polyfluorinated alkyl substances

3.3.4. 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 (Molnár *et al.*, 2014).

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 égésátlók 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_{ov} -értéke, valamint a környezetre és az emberi egészségre gyakorolt hatásai. Mindegyik paraméter esetében többféle pontérték került megállapításra (11. táblázat)

11. táblázat: Példák a rangsorolás alapú kockázatbecslés vizsgálati szempontjaira (Molnár *et al.*, 2014 alapján)

Paraméterek	Kategóriák	Pontérték
Előállítás (felhasználás)	< 1 kg/év	0
	1-100 kg/év	1
	100-1 000 kg/év	3
	1-10 t/év	5
	> 10 t	10
K_{ov} (oktanol-víz együttható)	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
Biodegradálhatóság	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
Endokrin rendszert károsító hatás	nincs	0
	lehetséges	3
	van	5
Mutagenitás	nincs	0
	lehetséges	3

Paraméterek	Kategóriák	Pontérték
	van	5
Karcinogenitás	nincs	0
	lehetséges	3
	van	5
Reprodukción befolyásoló hatás	nincs	0
	lehetséges	3
	van	5
Legalacsonyabb akut toxicitás (EC₅₀, LC₅₀)²¹	>100 mg/l	0
	10-100 mg/l	2
	1-10 mg/l	3
	<1 mg/l	5
Legalacsonyabb krónikus (öko)toxicitás NOEC/LOEC²²	>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. (13. 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 12. táblázatban foglaltam össze.

12. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők összesített kockázati tényezőn alapuló rangsorolása (Molnár et al., 2014 alapján)

Kockázati sorrend	Vegyület neve	Vegyület CAS-száma	Kockázati összesített pontérték
1	Nikotin	1954.11.05	57
2	Biszfenol-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

²¹ EC₅₀: a koncentráció-érték, amely hatást vált ki a teszt-organizmusok 50%-án
LC₅₀: a koncentráció-érték, amely halálos a teszt-organizmusok 50%-ára

²² NOEC: a koncentráció-érték amelynél hatás nem figyelhető meg
LOEC: a legalacsonyabb koncentráció-érték amelynél hatás figyelhető meg

Kockázati sorrend	Vegyület neve	Vegyület CAS-száma	Kockázati összesített pontérték
8	Karbamazepin	298-46-4	51
9	Doxorubicin	23214-92-8	50
10	Bisz-tributil-ón(IV)-oxid	56-35-9	50

3.3.5. SAR és QSAR modellek

A szerkezet-aktivitási összefüggés (SAR²³) és a mennyiségi szerkezet-aktivitási összefüggés (QSAR²⁴) 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 (Farkas, 2007).

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 (Öllös, 2007).

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 IC₅₀²⁵ koncentrációinak 5%-a akár 50%-os gátlást is előidézhet az ökotoxikológiai vizsgálati rendszerben.

3.3.6. 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.

²³ SAR – Structure-Activity Relationship

²⁴ QSAR – Quantitative Structure-Activity Relationship

²⁵ IC₅₀: 50% inhibitory concentration, azaz 50%-os gátló hatást okozó koncentráció

- 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 (EPA, s.a.).

Fenti módszereket összevetve a rendelkezésemre álló adatokkal megállapítottam, hogy a szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázatának elemzésére a kockázati tényező meghatározásának módszere a legalkalmasabb, ezért kutatómunkámban ezzel dolgoztam.

3.4. A kérdőíves kutatás módszerei

A kérdőíves kutatás, felmérés az egyik leggyakrabban alkalmazott primer kutatási módszer, amely leíró és feltáró célokra alkalmas. Többféle tudományterületen gyakran és sikerrel alkalmazott technika. Előnye, hogy viszonylag könnyen megvalósítható, a legtöbb esetben nem megterhelő válaszadók számára, megfelelően strukturált és kitöltött kérdőívek releváns és használható információkat nyújthatnak a kutató számára. Hátránya lehet a reprezentativitás hiánya, valamint a kutató és a válaszadó szubjektivitása, esetleg az anonimitás megvalósulásával kapcsolatos problémák, vagy az őszinteség hiánya (Boncz, 2015).

A kérdőív felépítésének első lépése a kutatási célokhoz szükséges információk meghatározása, valamint a kérdések logikailag és tartalmi szempontból összefüggő csoportokba rendezése. Meg kell határozni a kérdezés módszerét és a kérdőív típusát. A kérdezés módszerétől függően kell összeállítani a tematikus kérdéscsoportok sorrendjét, a kérdések formáját és típusát (egyszerű, vagy többszörös választás, Likert-skála, stb.), végül pedig egy próba-vizsgálatot kell végezni az esetleges hibák feltárására (Boncz, 2015).

A kérdőíves felmérés egy olyan folyamat, amely egymástól függő tevékenységek sorozatából áll, és amelynek szakaszai egymással nem felcserélhetők. Más megismerési módszerekhez hasonlóan a kérdőívezés is olyan tevékenység, amely általában olyan témát vizsgál, amelynek már van elméleti vagy empirikus háttere. A kutatómunka során ezeket az előzetes vizsgálatokkal, a szakirodalom és a gyakorlati tapasztalatok elemzésével szükséges feltárni (Hornyacsek, 2014).

A kérdőív készítésének első lépése minden esetben a kutatás előzetesen megfogalmazott hipotéziseire épülő kérdések megfogalmazása, csoportosítása. Célszerű külön-külön kérdéscsoportokban vizsgálni a válaszadók az adott témával kapcsolatos ismereteit, szokásait, illetve egy esetleges tevékenységgel kapcsolatos hajlandóságát. A második lépés a kérdőív összeállítása, amelynek mind tartalmilag, mind formailag hibáktól mentesnek kell lennie. Logikus felépítéssel, érthető, követhető szerkezettel és formázással szükséges segíteni a válaszadót.

A válaszadás formáját tekintve a kérdések lehetnek nyitott vagy zárt végűek, feleletválasztó, rangsoroló vagy skála-jellegű és mértékmérő kérdések.

- Nyílt végű kérdés esetén a válaszadó szabad lehetőséget kap a válaszok számát és tartalmát illetően.
- Zárt végű kérdés használatakor a kérdésekre előre meghatározott válaszok adhatók.
- Feleletválasztós kérdések esetén a válaszadó a megadott válaszok közül választhat egyet (egyszeres választás), vagy többet (többszörös választás).
- Rangsoroló kérdés esetén a lehetséges a válaszokat valamilyen szempont szerint szükséges rangsorolni.
- Mértékformáló kérdés, vagy Likert-skála esetén a válaszokat egy többfokozatú skála segítségével adja meg a kitöltő (Hornycsek, 2014).

A kérdések megfogalmazása számos hibalehetőséget rejthet (félreérthető, ellentmondásos, sugalmazó, túl általános, stb.) ezek kiküszöbölésére érdemes nagy gondot fordítani, de a legtöbb ilyen hiba egy próba-vizsgálat alkalmával megtalálható. A kérdőíves kutatás sikeressége nagyban függ attól is, hogy milyen csoportot választunk ki a kérdőív kitöltésére.

A kérdőíves felmérés egyik legfontosabb pontja, hogy megfelelő mintát vegyünk. Jól kell meghatározni a mérendő alapsokaságot és jól kell tudni kiválasztani azokat, akik a legjobban megfelelnek az alapsokaság jellemzőinek. Minél közelebb van a minta összetétele az alapsokasághoz, annál jobban tükrözik a válaszok az alapsokaság véleményét. A minta akkor tekinthető reprezentatívnak, ha eloszlása, rétegződése, főbb jellemzői megegyeznek az alapsokaságéval (Hornycsek, 2014)

A mintavételnek két módszere határozható meg a *véletlenszerű* és a *nem véletlenszerű* mintavétel. Véletlenszerű, azaz valószínűségi mintavétel esetén nincs előre meghatározott kiválasztási kritérium a megkérdezettek csoportjára vonatkozóan, így a kiválasztás mindenki azonos eséllyel kerülhet a csoportba. Nem véletlenszerű mintavétel esetén pedig előre

meghatározott kritériumok alapján történik a megkérdezettek kiválasztása így a minta mutatói leginkább közelíthetők az alapsokasághoz (Hornycsek, 2014).

Kutatómunkám során a fejezetben bemutatott módszereket alkalmaztam, illetve ahol több, egymáshoz hasonló módszer is alkalmazható lett volna, ott a lehetőségeim és a rendelkezésemre álló adatok alapján választottam ki a leginkább megfelelőt.

3.5. Részkövetkeztetések

Kutatásom alapvető célkitűzéseit szem előtt tartva olyan módszereket kerestem és alkalmaztam, amelyek átfogó képet nyújtanak az adott témakörrel, ugyanakkor olyan elemzést tesznek lehetővé, ahol a szubjektív mértéke alacsony marad. A kutatómunkám egyes részterületeihez többféle módszer is alkalmazható. Egyes lépéseket – ilyen a vízmintavétel – célszerű szabvány szerint végezni, hiszen a vízkémiai vizsgálatok sikerességének tulajdonképpen a precíz mintavétel az alapja. Viszont a különböző vizsgálatok többféle eljárással is elvégezhetők, illetve az egyes kutatási célok különböző módszerekkel is megközelíthetők. A választott módszerrel szemben támasztott feltételek, hogy a kísérletek és vizsgálatok megismételhetők, az eredmények pedig egymással összevethetők legyenek. A szakirodalom számos módszert tárgyal, melyek közül a kutatásom egyes részterületeihez igyekeztem kiválasztani a számomra legmegfelelőbbeket. A következő fejezetekben bemutatom, hogy több esetben – egy félüzemi modell berendezés kialakításában, valamint egy szerves mikroszennyezőkre vonatkozó kockázatelemzésben – a módszerek további fejlesztésére is módot találtam.

4. A VIZSGÁLATOK RÉSZLETEI, EREDMÉNYEI ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Az előző fejezetben bemutatam, összehasonlítottam és értékeltem a kutatásom egyes részterületeihez kapcsolódó módszereket. Munkám során különböző, de egymásra épülő vizsgálatokat végeztem el – környezeti stabil izotóp vizsgálat, szerves mikroszennyezők vizsgálata, kockázatbecslés, kérdőíves kutatás – ezért az egyes témakörök koherenciáját megőrizve az általam alkalmazott módszerek és a vizsgálatok részleteit ebben a fejezetben, az eredményekkel együtt tárgyalom.

4.1. Parti szűrt víz arány meghatározása a bajai ivóvízbázis kútjaiban stabil izotópos módszerrel

A vízarány a becslésen alapuló módszerek mellett pontosan is meghatározható a 3.1. fejezetben bemutatott módszerrel, azaz a $^2\text{H}/^1\text{H}$ és $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ stabil izotópok arányának vizsgálatával. Kutatásom egyik helyszíne Baja város parti szűrésű vízbázisa volt, ezért a parti szűrt víz arány meghatározását is itt végeztem el. A vízbázis kútjai által termelt víz eredetét korábban nem tárta 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.

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 magántulajdonban lévő talajvízkutat. A kutak és a felszíni mintavételi pont alapvető adatait a 13. táblázat tartalmazza.

13. 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	
Építés éve	2003	2003	nem ismert	Mintavételi pont	1481,2 fkm
Talpmélység	-38,7 m	-55 m	-35 m	Vízállás	467 cm
Vízhozam	1700 l/perc	3700 l/perc	nem ismert	Vízhozam	2800 m ³ /s
Nyugalmi vsz.	-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-én 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 kapcsolatban. 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 $\delta^2\text{H}$ értékeként, ‰-ben kerültek meghatározásra a VSMOW²⁶ referenciaértékhez viszonyítva. A VSMOW a víz hidrogén és oxigén izotóparányainak nemzetközileg elfogadott sztenderdje (USGS, 2020). 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 (Vodila *et al.*, 2011).

$\delta^{18}\text{O}$ izotópra:

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

és $\delta^2\text{H}$ (deutérium, az egyenletben „ δD ” jelöléssel) izotópra:

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

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

²⁶ VSMOW - Vienna Standard Mean Ocean Water

Fenti egyenletekkel tehát számolható a mintákban mérhető izotópok aránya és a nemzetközi sztenderdtől való eltérése.

Az általam vizsgált vízmintákban mért izotópok arányát, illetve azok eltérését a nemzetközi sztenderdtől a 14. táblázat foglalja össze.

14. táblázat A vízmintákban mért stabil izotópok arányának eltérése a nemzetközi sztenderdtől.

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

Az eredményeket mindenekelőtt összehasonlítottam korábban publikált kutatási eredményekkel (Deák et al., 2011). Ezek alapján Magyarországon a frissen beszivárgott talajvizekre a $\delta^{18}\text{O}$ esetében a -9 és -10 ‰ közötti értékek jellemzők, míg a $\delta^2\text{H}$ esetében -65 és -70 ‰ közötti értékek mérhetők. A Duna, mint felszíni víz esetében az izotóparány jellemzően a $\delta^{18}\text{O}$ esetében -10 és -11 ‰ közötti, illetve a $\delta^2\text{H}$ értéke -70 és -80 ‰ között változik.

A kapott értékek tehát illeszkednek a várt intervallumokba, bár a talajvízkútból származó minta esetében a vártnál némileg alacsonyabb érték volt mérhető. Az eredményekből a pontos víz arányt az alábbi képlettel számoltam.

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

A 9.sz. és a 9/A kutak vizének felszíni víz arányát a 15. táblázatban foglaltam össze.

15. 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. Szintén a háttérvíz arányának növekedését okozhatja a mederfal

eltömődése, a kolmatáció. A vízbázis üzeme során az egyébként jó szivárgási tulajdonságokkal rendelkező mederfalban iszap rakódhat le, vagy pedig a lebontásban részt vevő mikrobiológiai szervezetek által képzett biofilm alakulhat ki. A kolmatáció jelensége a hidraulikai jellemzők megváltozását okozhatja és a kutakban mérhető szűrt víz arány csökkenését eredményezheti. Bár a tapasztalat azt mutatja, hogy a folyók mentén létesített parti szűrésű vízbázisok esetében a mederfal eltömődés nem okoz jelentős problémát, talajvízdúsítás és állóvíz mellett létesített vízbázisok esetén mindenképpen számolni kell vele. A kutak által termelt víz stabil izotóparányának rendszeres vizsgálatával a jelenség nyomon követhető, előrejelezhető.

4.1.1. Részkövetkeztetések

A parti szűrés hatékonyságának vizsgálatához, nyomon követéséhez mindenképpen ismerni kell a kutak által termelt víz eredetét. Ezért a kutatásba bevont bajai vízbázis két kútja esetében megvizsgáltam a ^2H és a ^1H , valamint a ^{18}O és ^{16}O stabil izotópok mennyiségét, hogy ezzel meghatározzam a felszíni eredetű és felszín alatti víz arányát. Eredményeimből megállapítható, hogy vizsgált 9.sz. és 9/A kutakban 64% és 81% a felszíni eredetű szűrt víz aránya, így mindkettő parti szűrésű kútnak minősül. Ez a megállapítás azonban csak a Duna közepes, 467 cm-es, áradó vízállásánál igaz. Ennél magasabb vízállás esetén a szűrt víz aránya nagyobb lesz, de alacsony, vagy szélsőségesen alacsony vízállás esetén pedig akár 50% alatti is lehet.

A módszer tehát használhatónak bizonyult, így az első hipotézisemet igazolni tudtam. A környezeti stabil izotópok vizsgálata használható információt nyújt a parti szűrésű víz eredetéről, ezáltal a modellezésen alapuló számítások kiegészíthetők vagy kiválthatók vele.

4.2. Szerves mikroszennyezők vizsgálata üzemelő vízbázison és félüzemi körülmények között

Kutatásom során fontosnak tartottam, hogy egy üzemelő parti szűrésű vízbázis vizsgálata mellett egy összeállítsak és vizsgáljak egy félüzemi modell-berendezést, amelynek működése leginkább hasonlatos a parti szűrés folyamataihoz. Az így kapott eredmények összevethetők, értékelhetők.

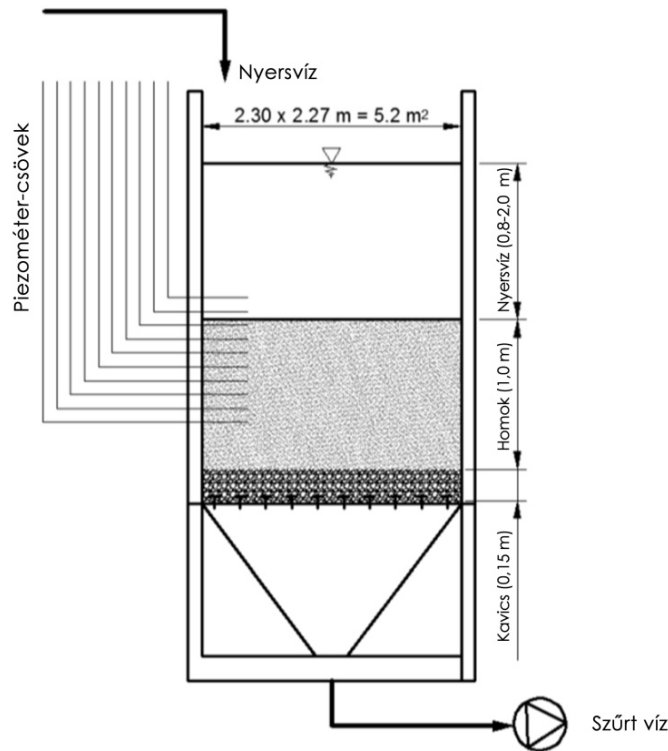
4.2.1. Parti szűrés modellezése és összekapcsolása fordított ozmózissal laboratóriumi körülmények között

Az AquaNES – "Demonstrating Synergies in Combined Natural and Engineered Processes for Water Treatment Systems" projekt keretén belül a parti szűrés és a fordított ozmózis kombinálhatóságát vizsgáltuk laboratóriumi (félüzemi) körülmények között a Nemzeti

Közszolgálati Egyetem Vízügyi Tudományi Karának Víztechnológiai Oktatóbázisán (Salamon & Goda, 2019). A kísérlet célja az volt, hogy: (1) megvizsgálja, hogy a fordított ozmózis elvén működő szűrőberendezés hosszú távon üzemeltethető, ha csak lassú szűréssel előállított vízzel tápláljuk, (2) megmutassa, hogy a viszonylag rövid szivárgási úthossz ellenére a mikrobiológiai szervezetek mennyiségének jelentős csökkenése tapasztalható, illetve (3) a rendszer igen hatékony bizonyos szerves mikroszennyezők eltávolításában. Az általunk összeállított rendszer több mint egy éven keresztül üzemelt, amely során vizsgáltuk

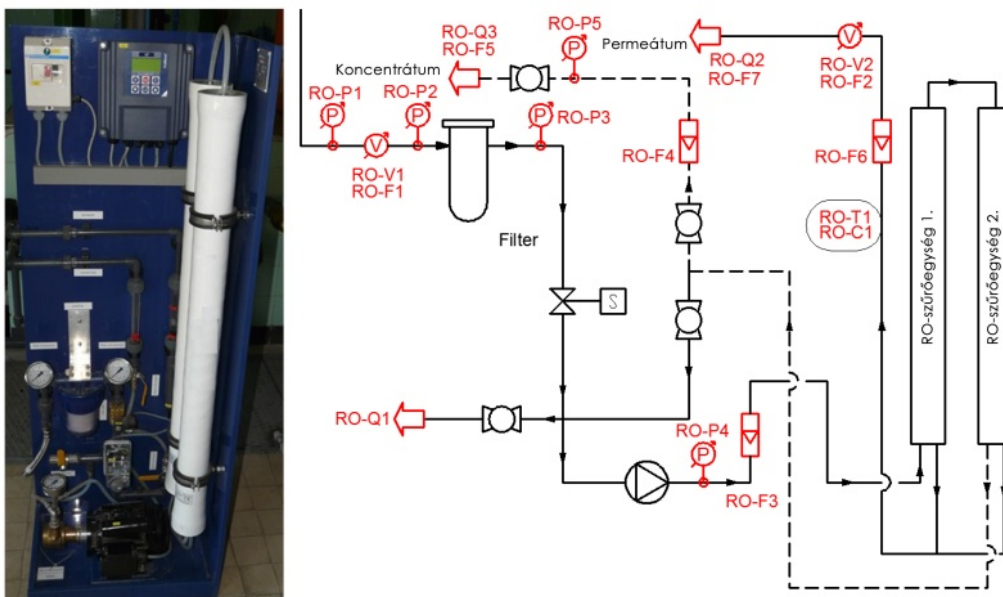
- a vízhozam-, és nyomásértékek változását a rendszer különböző pontjain,
- a mikrobiológiai paraméterek változását,
- illetve egyes szerves mikroszennyezők előfordulását és koncentrációjuk változását a szűrés folyamán.

A kísérletet egy nyitott lassú homokszűrő műtárgyban végeztük (27. ábra). Az 1 m vastag homokréteg szemcseméret-eloszlása elsősorban 0,5-0,8 mm (11%) és 0,8-1,5 mm (87%) közötti volt. A szűrő támrétegét 2-5 mm-es szemcseméretű kavicsokból alakítottuk ki. Az így kialakított szűrőben a szűrési sebesség változtatható volt. A parti szűréshez leginkább hasonló 50 mm/h szűrési sebességet a szűrlet folyamatos elszívásával tartottuk fenn. A nyersvizet közvetlenül a Sugovicából, a Duna egyik mellékágából termeltük. A homokréteg feletti vízmélység napi változása 1,0-1,5 m volt, de sosem süllyedt 0,8 m alá. Ezzel létrehoztunk egy olyan berendezést, amely leginkább modellezni tudta a parti szűrés folyamatait (Salamon & Goda, 2019).



27. ábra: A kutatásba bevont lassú homokszűrő műtárgy kialakítása (Salamon & Goda, 2019)

A lassú homokszűrőből származó szűrtet egy kis teljesítményű RO-szűrőbe vezettük, amely nyomásfokozóval és egy saját 5 µm-es előszűrővel rendelkezett. Az RO-egység kettő darab keresztáramú, spirálisan tekercselt kompozit membránnal üzemelt. (28. ábra). A rendszert kiegészítettük egy UV-csírátlanító berendezéssel, amelyre vízkormányzással a lassú szűrt vizet az RO-szűrővel párhuzamosan közvetlenül is rá tudtuk vezetni.



28. ábra: A fordított ozmózis berendezéssel összekapcsolt rendszer sematikus ábrája a mintavételi pontokkal (P: nyomásmérés, Q: mintavétel, T: hőmérsékletmérés, V: térfogatmérés) (Salamon & Goda, 2019)

A kísérlet célja az volt, hogy az általunk összeállított berendezés hatékonyságát vizsgáljuk a mikrobiológiai szervezetek, valamint egyes szerves mikroszennyezők koncentrációjának csökkentésében. A vizsgálat lefolytatásához összesen 5 mintavételi pontot jelöltünk ki:

- Sugovica, a vízkivételi pont szelvényében,
- nyersvíz a szűrő előtt,
- lassú szűrt víz a szűrő után
- RO-permeátum,
- UV-csírátlanított víz.

A mikrobiológiai paraméterek elemzéséhez hetente történt mintavétel az MSZ EN ISO 19458:2007 szabvány szerint.

A vízmintákat a Fővárosi Vízművek laboratóriumába szállítottuk, ahol akkreditált vizsgálatok történtek. A vizsgálat kiterjedt az összcsíraszám (22°C és 37°C), a kóliformok, az *Enterococcus*, a *Clostridium*, valamint a *Pseudomonas aeruginosa* vizsgálatára.

A kutatás mikrobiológiai eredményei nem tartoznak szorosan dolgozatom témájához, ezért ezek részletes bemutatására nem térek ki. Megállapítható volt, hogy az általunk összeállított berendezés hatékonyan csökkenti a mikrobiológiai indikátorparaméterek számát, ahogy ez a parti szűrés esetében is tapasztalható és a kapott eredmények a szakirodalomban közölt értékek alapján várt tartományon belül vannak (Seeger *et al.*, 2016).

Az eredmények értelmezése során figyelembe kell venni, hogy a kutatásban használt felszíni nyers víz eleve nagyon alacsony koncentrációban tartalmazta a vizsgált mikrobiológiai szervezeteket, így nem alkothattunk egyértelmű képet arról, hogy jelentősebb, akár több nagyságrenddel nagyobb bemeneti értékek mellett milyen hatékonysággal működött volna a szűrő.

A szerves mikroszennyezők vizsgálatára összesen két alkalommal került sor a vizsgálati időszak alatt. A vizsgálandó szerves mikroszennyezők köre projektszinten került meghatározásra. Ezek listáját a 16. táblázat tartalmazza.

16. táblázat A modellkísérletben vizsgált szerves mikroszennyezők listája

Vizsgált szerves mikroszennyezők	
naftalin [$\mu\text{g/l}$]	benz(a)antracén [$\mu\text{g/l}$]
aldrin [ng/l]	béta-endosulfán [$\mu\text{g/l}$]
trifluralin [ng/l]	benz(g,h,i)perilén [$\mu\text{g/l}$]
benz(a)pirén [$\mu\text{g/l}$]	benz(b)fluorantén [$\mu\text{g/l}$]
fluorantén [$\mu\text{g/l}$]	benz(e)pirén [$\mu\text{g/l}$]
indeno(1,2,3-cd)pirén [$\mu\text{g/l}$]	benz(k)fluorantén [$\mu\text{g/l}$]
hexaklór-benzol [ng/l]	dibenz(a,h)antracén [$\mu\text{g/l}$]
DDE [ng/l]	endrin [ng/l]
DDD [ng/l]	fenantrén [$\mu\text{g/l}$]
DDT [ng/l]	fluorén [$\mu\text{g/l}$]
acenaftén [$\mu\text{g/l}$]	gamma-HCH (lindán) [ng/l]
acenaftilén [$\mu\text{g/l}$]	krizén [$\mu\text{g/l}$]
alfa-endosulfán [ng/l]	pirén [$\mu\text{g/l}$]
antracén [$\mu\text{g/l}$]	1-metil-naftalin [$\mu\text{g/l}$]
	2-metil-naftalin [$\mu\text{g/l}$]

Az általunk vizsgálni kívánt szerves mikroszennyezők jelenlétét a laboratórium a rendelkezésre álló analitikai műszerek mérési tartományán belül nem tudta kimutatni. Az alkalmazott analitikai műszerek detektálási határa (LOD) 2-10 ng/l volt az egyes vegyületekre, vegyületcsoportokra. Ebben a mérési tartományban, azaz az LOD feletti koncentrációban szerves mikroszennyezők a vízmintákból nem voltak kimutathatók.

Ilyenformán a félüzemi berendezés hatékonyságát szerves mikroszennyezők eltávolításában nem tudtuk igazolni, a vizsgálni kívánt vegyületek hiánya, vagy túlságosan alacsony koncentrációja miatt. Megállapítottuk viszont, hogy a homokszűrőről származó szűrt víz megfelelt a membrán gyártója által előírt minőségi elvárásoknak, így az RO-membrán áteresztőképessége hosszú ideig, akár 50-100 napig is fennmaradt anélkül, hogy kémiai tisztítást, vagy membráncserét kellett volna végezni (Salamon *et al.*, 2018).

Bár a Sugovica a Duna folyó egy élő, de egyik végén zárt mellékága, vízminőségüket tekintve nem lehet egyenlőségjelet tenni a kettő közé. Már csak azért sem, mert a folyó turbulens vízmozgása és a Sugovica állóvíz jellege miatt a két víztest oxigénháztartása is szignifikánsan eltérő. Éppen ezért fontosnak tartottam, hogy a szerves mikroszennyezők jelenlétét és koncentrációját a folyó mellett üzemelő bajai parti szűrésű vízbázison is vizsgáljam.

4.2.2. Szerves mikroszennyezők előfordulásának vizsgálata a bajai parti szűrésű vízbázison

Az üzemelő ivóvízbázison folytatott kutatómunkám során fontosnak tartottam, hogy az eredményeim összevethetők legyenek korábbi saját és egyéb kutatómunkák eredményeivel, ezért ezt a szempontot 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 17. táblázat foglalja össze.

17. 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-én 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.

Az általam megjelölt szerves mikroszennyezők jelenlétét a laboratórium a rendelkezésre álló analitikai műszerek mérési tartományán belül nem tudta kimutatni. Az alkalmazott analitikai műszerek detektálási határa (LOD)²⁷ 0,05-0,1 µg/l volt az egyes vegyületekre, vegyületcsoportokra, mennyiségi meghatározási határértéke (LOQ)²⁸ pedig 0,1-0,5 µg/l között alakult. Ebben a mérési tartományban, azaz az LOD és LOQ feletti koncentrációban szerves mikroszennyezők a vízmintákból nem voltak kimutathatók.

Eredményeimet alátámasztják a Dunáról, illetve a folyó budapesti szakaszáról származó publikált vízkémiai adatsorok (Nagy-Kovács *et al.*, 2018). 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 korábban bemutatott 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.

Mivel kutatásom sikeres folytatásához, a kockázatbecslés elkészítéséhez mindenképpen szükségem volt jó minőségű, hiteles adatokra, ezért a továbbiakban budapesti vízbázisokról származó, publikált adatokkal és adatsorokkal dolgoztam.

4.2.3. Részkövetkeztetések

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 (Nagy-Kovács *et al.*, 2018). Éppen ezért

²⁷ LOD – Limit Of Detection

²⁸ LOQ – Limit Of Quantitation

kutatásom során fontosnak tartottam megvizsgálni a szerves mikroszennyezők jelenlétét egy félüzemi, laboratóriumban üzemeltetett rendszer vizében és egy üzemelő vízbázis (Baja város parti szűrésű vízbázisa) kútjaiban. Az általam vett vízmintákban a vizsgált tartományban szerves mikroszennyezőket egyik esetben sem 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. Kijelenthető tehát, hogy bizonyos szerves mikroszennyező vegyületek jelen vannak a Dunában, de mérhető koncentrációjuk általában alacsonynak mondható, jellemzően nem érik el a $\mu\text{g/l}$ tartományt.

4.3. Szerves mikroszennyezők kockázatbecslése Budapest ivóvízellátásban

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 véleményem szerint megállapítható a fogyasztókra gyakorolt kockázat. A kockázat becsléséhez azonban szükség van egy jól alkalmazható módszerre, egy képlet kidolgozására. Ehhez a *3.3.2. fejezetben* bemutatott, környezeti kockázatbecslésnél is alkalmazott kockázati tényező képletéből indultam ki.

4.3.1. Kockázati tényező meghatározása egyes szerves mikroszennyezők esetében

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 budapesti parti szűrésű vízbázis termelőkútjaiból származó szerves mikroszennyezőkre vonatkozó adatokat a 18. táblázatban gyűjtöttem össze.

18. táblázat: Szerves mikroszennyezők mért maximális koncentrációja a Szentendrei-sziget, a Csepel-sziget és a budapesti szakasz parti szűrésű kútjaiban (Nagy-Kovács *et al.*, 2018 és Kondor *et al.*, 2020 alapján)

Szerves mikroszennyező	Parti szűrt víz, Szentendrei-sziget [ng/l]	Parti szűrt víz, Csepel-sziget [ng/l]	Parti szűrt víz, Budapest I.,II.,III. ²⁹ [ng/l]	C _{max} [ng/l]
benzotriazol	92	200	-	200
biszfenol-A	98	2381 (105)	-	105
bupropion	-	-	2,39	2,39
toliltriazol	73	118	-	118
karbamazepin	24	43	176	176
koffein	-	-	22,07	22,07
kvetiapin	-	-	6,05	6,05
cefepim	301	546	-	546
diklofenák	144	231	1,55	231
lamotrigin	-	-	849	849
lidokain	-	-	6,1	6,1
mirtazapin	-	-	3,84	3,84
metoklopramid	-	-	1,79	1,79
riszperidon	-	-	5,55	5,55
tramadol	-	-	26,72	26,72
verapamil	-	-	4,78	4,78
szulfametoxazol	18	16	-	18
metolaklór-ESA	70	83	-	83
metolaklór-OA	88	26	-	88
metazaklór-ESA	273	686	-	686
aceszulfám	134	258	-	258

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.

²⁹ Kondor és munkatársai a Szentendrei-szigeten, Budapest bevárosi szakaszán és a Csepel-szigeten vizsgálták a parti szűrésű 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, amely értékek szakirodalmi adatokból származnak. Fenti adatokból az alábbi képlettel számítható volt a *DWEL* értéke.

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

A kapott *DWEL*-értékeket felhasználva a korábban részletezett módszert alkalmazva meghatároztam a felnőttekre vonatkozó kockázati tényezők (*RQ_f*) értékeit.

$$RQ_f = \frac{C_{max}}{DWEL}$$

A kapott eredményeket értelmezve megállapítható, hogy a kockázati tényező egyetlen esetben sem érte el a kritikusnak számító *RQ=1* értéket.

Ezt az eredményt azonban tovább lehet árnyalni. Mivel a számított *RQ* értéke az adott időpontban vett vízmintára, vagy egy időintervallumon belül gyűjtött vízmintákra vonatkozik, nem nyújt információt arra vonatkozóan, ha a jövőben esetleg a vizsgált szerves mikroszennyező koncentrációja változik. Éppen ezért az *RQ<1* értékekre meghatároztam egy olyan osztályozási rendszert, ami az alacsony kockázati tényezők közötti különbségeket is könnyebben értelmezhetővé teszi. Azokban az esetekben, ahol a kockázati tényező értéke egy nagyságrenddel kisebb tartományba esett, mint a kritikusnak számító 1 érték (*1>RQ>0,1*), a kockázat mértékét „*alacsonynak*” minősítettem a két nagyságrenddel kisebb tartományba eső érték (*0,1>RQ>0,01*) esetében a minősítés „*nagyon alacsony*” volt. Azon vegyületek esetében pedig, ahol a kockázati tényező három vagy több nagyságrenddel kisebb volt mint 1 (*RQ<0,01*), „*elhanyagolható*” minősítést kapott.

Azaz:

RQ ≥ 1 – kockázatos

1 > RQ > 0,1 – alacsony kockázat

0,1 > RQ > 0,01 – nagyon alacsony kockázat

0,01 > RQ – elhanyagolható kockázat

Más oldalról megvilágítva, egy általam nagyon alacsony kockázatúnak minősített szerves mikroszennyező esetében legalább tízszeres, elhanyagolható kockázatú szennyezőanyag esetében legalább százszoros koncentráció-növekedés jelentene valós kockázatot. Persze minden szerves mikroszennyező esetében pontosan kiszámolható, hogy mekkora lenne a kritikus koncentráció-növekedés mértéke, de a mérhető koncentrációk sosem állandók, mintánként eltérhetnek, de egy jellemző tartományon belül változnak. Ezért tartottam célravezetőnek csoportok felállítását, amelyekbe az egyes szerves mikroszennyezők RQ-értékeik alapján besorolhatók.

A számításaimhoz kapcsolódó adatokat és eredményeket a 19. táblázatban foglaltam össze.

19. 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 _{max} [ng/l]	max RQ _f	Kockázat mértéke
benzotriazol	6,70×10 ³ ³⁰	2,51×10 ⁵	200,00	7,97×10 ⁻⁴	elhanyagolható
biszfenol-A	7,00×10 ⁴ ²⁸	2,45×10 ⁶	105,00	4,29×10 ⁻⁵	elhanyagolható
bupropion	5,79×10 ⁴ ³¹	2,17×10 ⁶	2,39	1,10×10 ⁻⁶	elhanyagolható
toliltriazol	6,70×10 ³ ²⁸	2,35×10 ⁵	118,00	5,02×10 ⁻⁴	elhanyagolható
karbamazepin	2,90×10 ² ³²	1,09×10 ⁴	176,00	1,61×10⁻²	nagyon alacsony
koffein	1,52×10 ⁵ ³⁰	5,70×10 ⁶	22,07	3,86×10 ⁻⁶	elhanyagolható
kvetiapin	1,00×10 ³ ³³	3,75×10 ⁵	6,05	1,61×10 ⁻⁵	elhanyagolható
cefepim	5,00×10 ² ³⁴	1,88×10 ⁴	546,00	2,90×10⁻²	nagyon alacsony
diazepam	5,79×10 ⁰ ³⁰	2,17×10 ²	0,25	1,15×10 ⁻³	elhanyagolható
diklofenák	5,07×10 ² ³⁰	1,90×10 ⁴	231,00	1,21×10⁻²	nagyon alacsony
lamotrigin	1,21×10 ⁴ ³²	4,52×10 ⁵	849,00	1,87×10 ⁻³	elhanyagolható
lidokain	7,20×10 ² ³⁰	2,70×10 ⁴	6,10	2,26×10 ⁻⁴	elhanyagolható
mirtazapin	3,20×10 ⁴ ³²	1,2×10 ⁶	3,84	3,20×10 ⁻⁶	elhanyagolható
metoklopramid	3,80×10 ³ ²⁹	1,43×10 ⁵	1,79	1,25×10 ⁻⁵	elhanyagolható
riszperidon	1,40×10 ¹ ²⁹	5,25×10 ²	5,55	1,05×10⁻²	nagyon alacsony
tramadol	7,20×10 ³ ³²	2,70×10 ⁵	26,72	9,90×10 ⁻⁵	elhanyagolható
verapamil	7,20×10 ¹ ²⁹	2,70×10 ³	4,78	1,77×10 ⁻³	elhanyagolható
szulfametoxazol	2,75×10 ⁵ ³²	1,03×10 ⁷	18,00	1,75×10 ⁻⁶	elhanyagolható
metolaklór-ESA	7,30×10 ³ ³⁵	2,74×10 ⁵	83,00	3,03×10 ⁻⁴	elhanyagolható
metolaklór-OA	3,50×10 ³ ³³	1,31×10 ⁵	88,00	6,77×10 ⁻⁴	elhanyagolható
metazaklór-ESA	7,04×10 ² ³³	2,64×10 ⁴	686,00	2,60×10⁻²	nagyon alacsony

³⁰ (Who, 2011)

³¹ (Khan & Nicell, 2015)

³² (Kondor *et al.*, 2021)

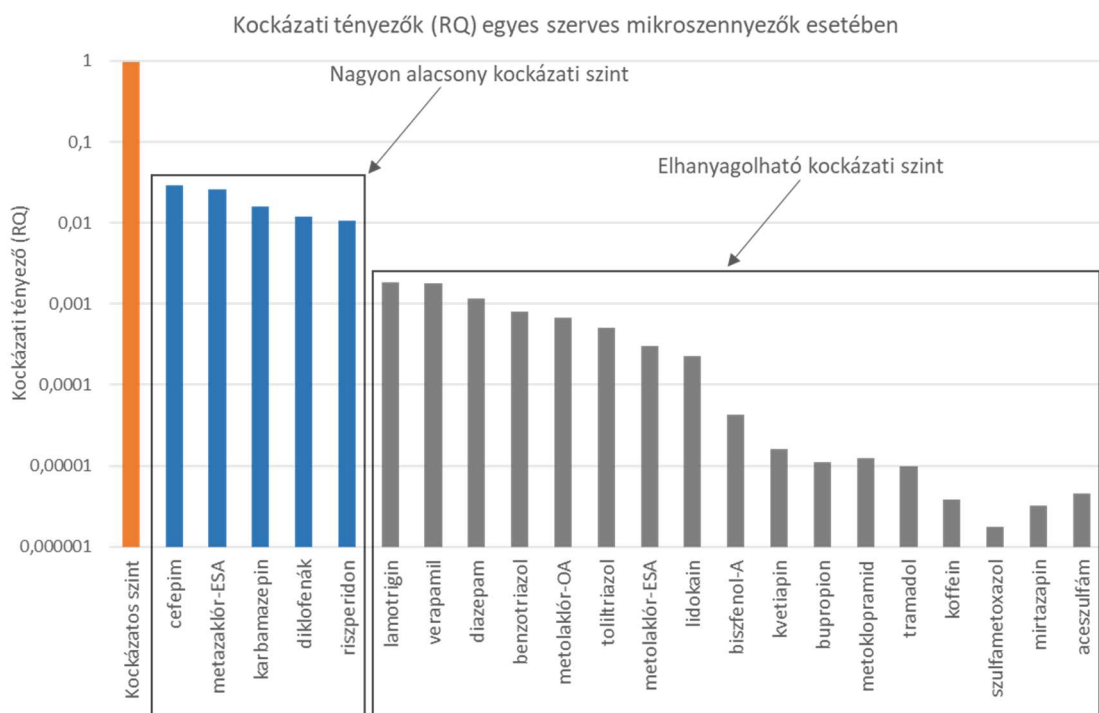
³³ (Astrazeneca, é.n.)

³⁴ (Lin *et al.*, 2018)

³⁵ (Thomaidi *et al.*, 2020)

aceszulfám	$1,50 \times 10^7$ 28	$5,63 \times 10^8$	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 a nagyon *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, RQ=1 értéket. Legnagyobb RQ értékeket a cefepim, karbamazepin, diklofenák, és a riszperidon gyógyszerek, valamint a metazaklór-ESA növényvédőszer esetében határoztam meg. A többi szerves mikroszennyező esetében a kockázati tényező 3-7 nagyságrenddel a kritikus érték alatt maradt. A 29. ábrán tüntettem fel az egyes szerves mikroszennyezők számított kockázati tényezőjét, külön kiemelve az 5 legnagyobb kockázatot jelentő vegyületet.



29. ábra: Kockázati tényezők egyes szerves mikroszennyezők esetén a budapesti parti szűrészű vízbázisokban mért értékek alapján, logaritmus skálán feltüntetve (a szerző munkája)

Ezzel a módszerrel tehát nagy pontossággal meghatározható egy-egy gyógyszerhatóanyag, vagy egyéb szerves mikroszennyező kockázata, ha az megjelenik a fogyasztónál. Fontosnak tartom hangsúlyozni, hogy kockázatbecslésnél alkalmazott számításaimhoz a parti szűrészű kutak nyersvízében mérhető értékeket vettem alapul. A 2.3.4. 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.

Ennek ellenére a kapott adatokat összevettem a parti szűrés hatékonyságára vonatkozó adatokkal. Erre vonatkozóan meglehetősen kevés adat áll rendelkezésünkre. Ezek alapján viszont 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 (Nagy-Kovács *et al.*, 2018) mind pedig a poznani (Kruć *et al.*, 2019) 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.

Hasonló kutatások zajlottak már Magyarországon, de az adatsorok összegzéséből részletes kockázatelemzés ez idáig nem született. Kondor és munkatársai gyógyszermaradványok jelenlétét vizsgálták a budapesti ivóvízhálózat mintavételi pontjain és jellemzően alacsony koncentrációt állapítottak meg (Kondor *et al.*, 2020). Azt is megállapították, hogy a kutak nyersvizéhez képest a hálózati vízben mért koncentráció minden vizsgált gyógyszermaradvány esetében alacsonyabb volt. Az alkalmazott ivóvízkezelő technológiák hatásfoka ebben az esetben egyáltalán nem került vizsgálat alá, így erről nincs pontos képünk. Éppen ezért én kutatásomban a „worst case scenario” azaz a legrosszabb forgatókönyv elvét alapul véve a kutak nyersvizében mért legmagasabb értékeket vettem alapul.

Fontos megállapítani, hogy a kockázatbecslés módszere nem veszi figyelembe az ún. koktélnyújtást, azaz a különböző szerves mikroszennyezők együttes jelenléte során fellépő hatást. Erre vonatkozóan rendkívül kevés információ áll jelenleg a témával foglalkozó kutatók rendelkezésére.

4.3.2. Részkövetkeztetések

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, metazaklór-ESA, karbamazepin, diklofenák, valamint a riszperidon. Hogy az eredmények egyszerűbben

összehasonlíthatók legyenek, létrehoztam egy csoportosítási rendszert, amelynek segítségével az $RQ < 1$ kockázati tényezők esetén a különböző szerves mikroszennyezők „*alacsony*”, „*nagyon alacsony*” és „*elhanyagolható*” csoportba sorolhatók.

Ezzel a második hipotézisem is igazolni tudtam, azaz a szerves mikroszennyezők jelenleg csak nagyon 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 a kockázat mértéke akár jelentősen is 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 szűrészű 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.

Fenti eredményeket mindenképpen árnyalnám azzal, hogy a kutatás csak a szerves mikroszennyezők egy adott, bár feltételezhetően a legnagyobb koncentrációban előforduló csoportját vizsgálta. A fenti módszer és számítás továbbá nem alkalmas arra, hogy az ún. koktélnálást vizsgálja és számszerűsítse. Ez utóbbiról jelenleg nagyon kevés információ áll rendelkezésre, így nem tudható biztosan, hogy mekkora mértékben befolyásolja a kockázat mértékét.

4.4. 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 kockázatainak reális mértékéről. Sokszor előfordul, hogy egy hazai internetes médium a külföldi sajtót szemlélve híreket, cikkeket emel át és úgy találja, mintha az a hazai viszonyokat is tükrözné. Kétségtelen, hogy számos országban jelentenek jelentős kockázatot a szerves mikroszennyezők. 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 – hiszen hazai adat továbbra is kevés van – ezért feltételezhető, hogy a hazai állapotok meglehetősen kevésbé ismertek. Ezt feltételezve egy kérdőíves kutatást végeztem 2021 júliusában. Ilyen kutatást, felmérést tudomásom szerint ez idáig nem végzett senki.

4.4.1. 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 kérdőív összeállításánál a 3.4. fejezetben bemutatott módszertant vettem alapul. 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 mintavételezés véletlenszerű volt, azaz a kérdőívet bárki kitölthette. 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.

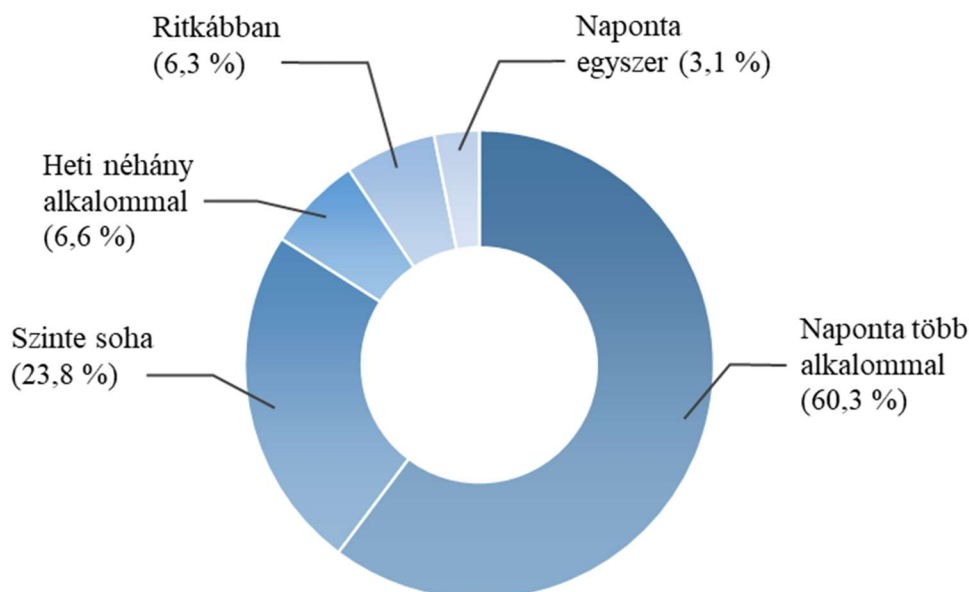
A kitöltött kérdőívek számából adódóan, valamint a demográfiai adatok alapján kijelenthető, hogy a felmérés eredménye a közösségi oldalakat használó, információit elsősorban az online, digitális médiából szerző lakosságra nézve reprezentatívnak tekinthető. A felmérés azonban a teljes hazai lakosságra nézve nem reprezentatív. 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. A kérdőív az *1. számú mellékletben* található.

4.4.2. 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 sokféle kritikus állapotban lévő és mára igen előregedett vízelosztó hálózat okozta vízminőségromlás hatásaival és a szekunder szennyezőanyagok jelenlétével (Századvég, 2018). Éppen ezért tartottam fontosnak, hogy mindenekelőtt egy általános képet kapjak az ivóvíz minőségével kapcsolatos fogyasztói véleményekről.

4.4.2.1. Az ivóvízfogyasztással és az ivóvíz általános minőségével kapcsolatos kérdések

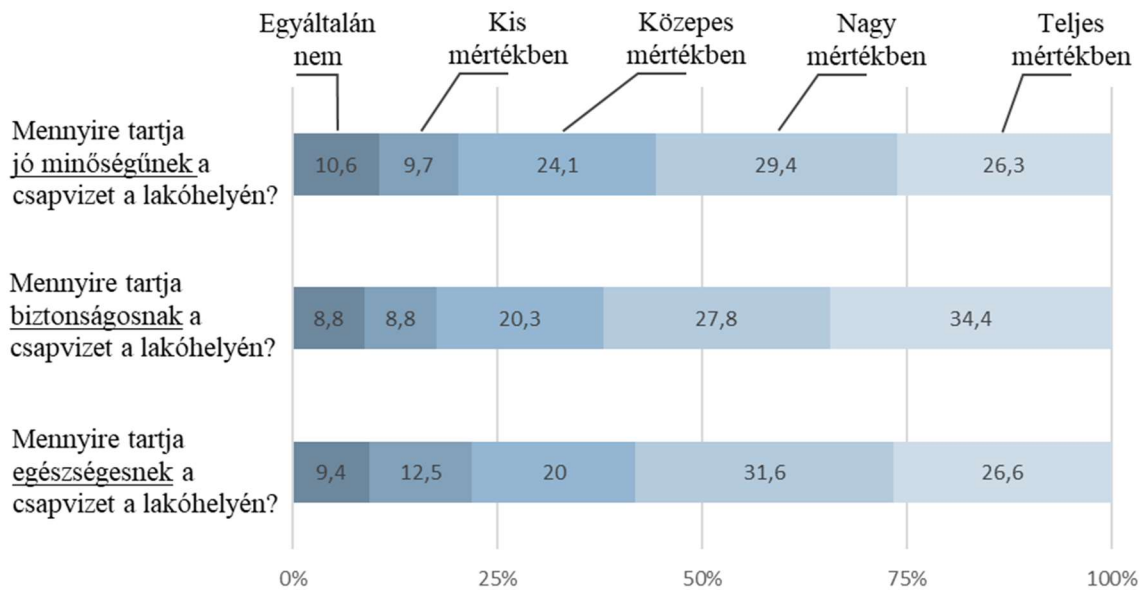
A szakasz első kérdésére (Fogyaszt ön csapvizet?) a válaszadók 73,4%-a felelt igennel. Itt fontosnak tartottam az ivóvízfogyasztás gyakoriságát is felmérni, ezért a következő kérdésben erre kérdeztem rá. A kitöltők 60,3 %-a naponta többször, míg 23,8 %-a szinte soha nem fogyaszt vezetékes ivóvizet. A fogyasztási gyakoriságok megoszlását a 30. ábrán foglaltam össze.



30. 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. Mivel ezek mértékformáló kérdések, ezért ebben az esetben 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 31. ábra foglalja össze.



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

Külön érdemes megjegyezni, hogy bár a fogyasztóknak 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.

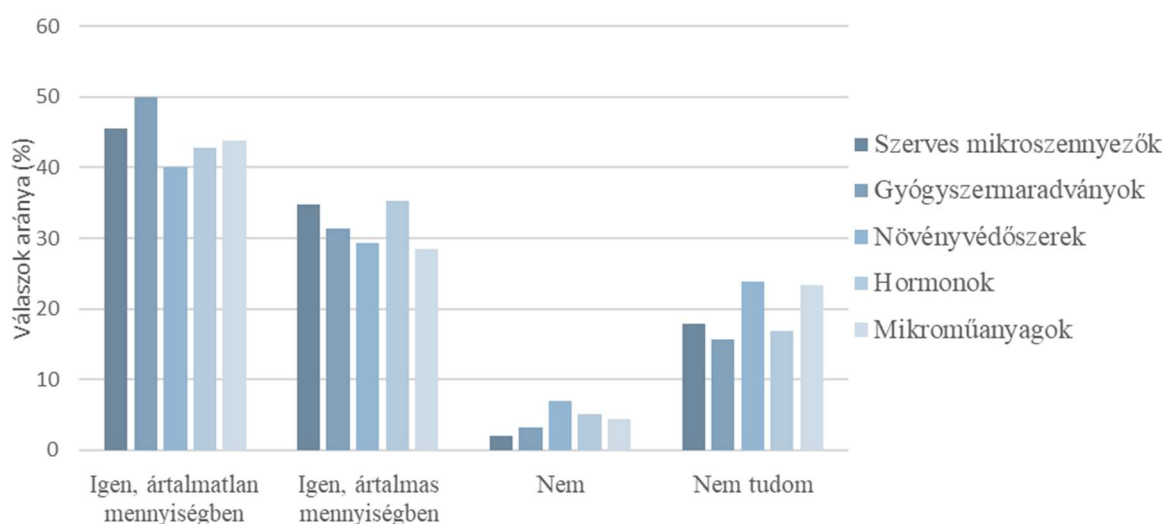
4.4.2.2. Az ivóvíz minőségének megítélése szerves mikroszennyezők szempontjából

A szakasz első kérdése a szerves mikroszennyezők ökológiai károsításáról 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 károsításáról 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.

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 (1. számú melléklet).

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 reálisabb 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 32. ábrán összegeztem.



32. ábra: A válaszadók véleménye 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 4.3.1. fejezetben bemutatott kockázatelemzés alapján kijelenthető, hogy ez a félelem indokolatlan és túlzó, hiszen bár az ivóvízben detektálható egyes szerves mikroszennyezők jelenléte, a kockázat mértéke nagyon alacsony. Ezzel a harmadik hipotézisem is megerősítést nyert, azaz a szerves mikroszennyezők ivóvízben való előfordulása túzott aggodalmat kelt. Ezt a megállapítást mindenképpen szerettem volna alaposabban is alátámasztani, ezért a kérdőív további részében az eddigiéknél 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.

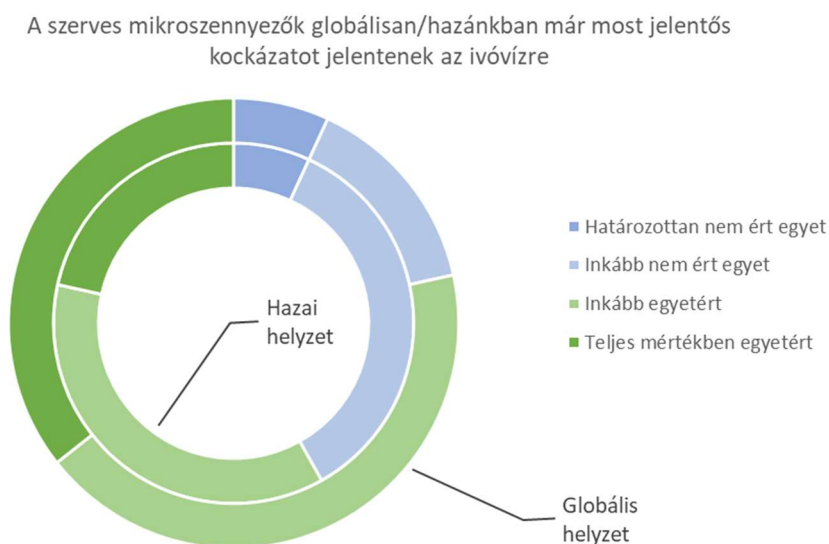
Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a válaszadók 77,8%-a inkább egyetért, vagy teljes mértékben egyetért azzal, hogy a hazai ivóvíz jó minőségűnek tekinthető. 74,7% szerint az ivóvíz Magyarországon biztonságosan fogyasztható, de gyermekek esetében már csak 65,6% tartja biztonságosnak az ivóvíz fogyasztását. 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 alig 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 biztonságosan 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

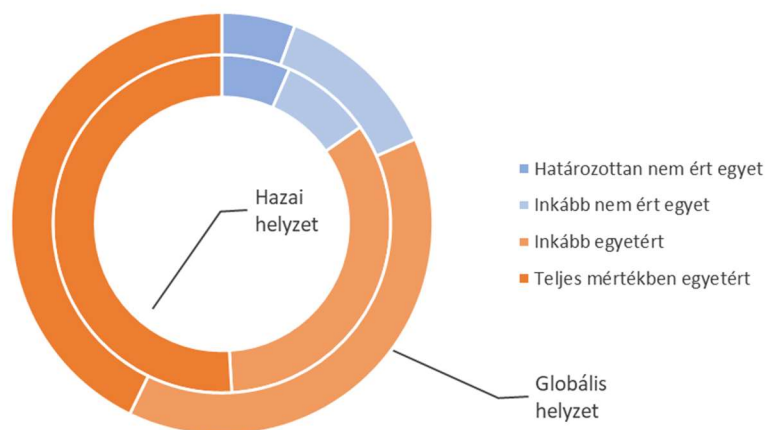
válaszadók 39,7%-a gondolja úgy, hogy ha teheti, akkor inkább a palackozott vizet választja a vezetékes ivóvíz helyett és 40,3% inkább egyetért, vagy teljesen egyetért azzal a kijelentéssel, hogy a palackozott víz minősége megbízhatóbb.

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

A válaszokat elemezve megállapítható, hogy a kérdőívet kitöltők a szerves mikroszennyezők okozta globális ivóvíz problémákat súlyosabbnak tartják, mint a hazai helyzetet (33. ábra). 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.



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

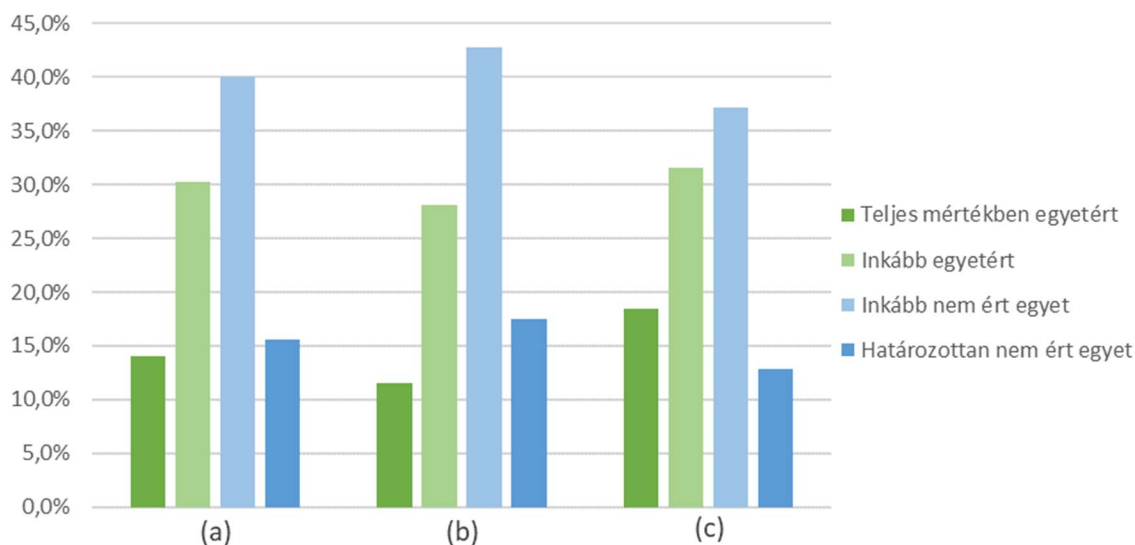


33. ábra: A szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázatának megítélése a kérdőívet kitöltők véleménye alapján (a szerző munkája)

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 egészségére. 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.

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 34. ábrán foglaltam össze.



34. 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 4.3.1. 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.

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. A gyakorlatban a vonatkozó kormányrendeletekben foglaltaknak megfelelően csupán a szerves mikroszennyezők egy kis csoportját vizsgálják a szolgáltatók és a hatóságok. A kérdőívet kitöltők 55,0%-a részben, vagy teljesen egyetértett azzal, hogy az illetékes hatóságok megfelelő gyorsasággal lépnek közbe abban az esetben, ha a szerves mikroszennyezők az emberi egészségre kockázatot jelentő 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.

4.4.3. Részkövetkeztetések

Az általam készített kérdőívet 320 válaszadó töltötte ki, amely meglátásom szerint egy ilyen kis kutatáshoz képest viszonylag nagy szám. A kérdőív online formája, a véletlenszerű mintavételezés és közösségi médiafelületeken való terjesztése miatt csupán a hazai népesség egy csekély részének véleményét mérte fel, így a közösségi médiafelületeket használó, online médiumokból tájékozódó lakosságra vonatkozóan tekinthető reprezentatív eredménynek. A válaszokból az tükröződik, hogy a kitöltők sokkal rosszabb színben látják a hazai ivóvíz minőségét, mint az a vízkémiai adatok alapján alátámasztható 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 jelenlegi adatok alapján mérhető. Véleményem szerint ez két tényezőből 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 harmadik hipotézisemet is igazolni tudtam, azaz az ivóvizet fogyasztó hazai lakosság általam vizsgált csoportja körében aggodalmat kelt a szerves mikroszennyezők ivóvízben való jelenléte és tartanak a szerves mikroszennyezők egészségkárosító hatásától.

AZ ELVÉGZETT KUTATÁS ÖSSZEFOGLALÁSA

Kutatásom alapvető célja az volt, hogy a szerves mikroszennyezők koncentrációjának változása és a parti szűrés során zajló folyamatok közötti összefüggéseket vizsgáljam. Ehhez az általam vizsgált bajai parti szűrésű vízbázis esetében a legelső lépés a kutak által termelt víz eredetének meghatározása volt. Szakirodalmi adatok alapján erre a legalkalmasabbnak a környezeti stabil izotópok arányának vizsgálata bizonyult. Ilyen vizsgálat korábban ezen a vízbázison nem valósulhatott meg. Az eredmények ismeretében a munkát egyes szerves mikroszennyezők jelenlétének és koncentrációjának meghatározásával folytattam. A vizsgálat egyrészt laboratóriumi körülmények között összeállított kísérleti berendezésen másrészt pedig a már említett üzemelő vízbázison folyt. A parti szűrés folyamatait modellező félüzemi lassú homokszűrő és a hozzákapcsolt RO-modul több mint egy éven keresztül üzemelt. Ezen időszak alatt számos paramétert, köztük egyes szerves mikroszennyezők koncentrációjának változását vizsgáltam. Hasonlóképpen a már említett üzemelő vízbázis termelőkútjaiból gyűjtött vízmintákban is szerves mikroszennyezők jelenlétét kutattam. Mivel a rendelkezésemre álló analitikai vizsgálati módszerek és lehetőségek egyik esetben sem tudták a vizsgálandó vegyületek jelenlétét kimutatni, így munkám következő szakaszát, azaz a kockázatbecslést szakirodalmi adatokra támaszkodva végeztem el. Korábban publikált adatsorokat összesítve egy olyan kockázatbecslést készítettem, amely a szerves mikroszennyezők okozta kockázatot számszerűsíti a budapesti ivóvízfogyasztó lakosságra nézve. Tekintve, hogy az eredmények azt mutatták, hogy a vizsgált szerves mikroszennyezők okozta kockázat jóval alatta marad a kritikus $RQ=1$ értéknek, kategóriákat hoztam létre, amelyekkel az alacsony kockázati tényezők megkülönböztethetők, összevethetők. Az így kapott eredmények alapján rangsoroltam az 5 legnagyobb kockázatot jelentő szerves mikroszennyezőt.

Kutatásom utolsó szakaszában pedig kérdőíves kutatást végeztem a közösségi médiafelületeket használó és online médiafogyasztó hazai lakosság körében. Végül a kockázatbecslés eredményeit összevettem a kérdőíves kutatásom tapasztalataival, amelyet a hazai lakosság szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos ismereteinek és véleményének felmérésére végeztem. 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.

A szerves mikroszennyezők csoportjainak alapos kutatásával megállapítható, hogy a fogyasztói társadalom igényeit követve az ipar évről-évre nagyobb mennyiségben állítja elő a vegyületeket. Az elmúlt évek kutatásai rámutattak, hogy az antropogén eredetű szerves mikroszennyezők a Föld számos pontján megtalálhatók, bár mérhető koncentrációjuk igen eltérő lehet. Problémát jelent, hogy részben sokféleségük, részben pedig a jogalkotás rendszerének lassúsága miatt e szennyező anyagok jelentős része még mindig nem esik szabályozás alá. Néhány kivételtől eltekintve a legtöbb szerves mikroszennyező nem képezi részét a rutin monitoring programoknak, nincsenek rájuk sem környezetminőségi, sem pedig ivóvízbiztonsági határértékek. Következésképpen megállapítható, hogy e szennyezőanyagok jelentős része megfelelő ellenőrzés nélkül kerül ki a környezetbe. Átfogó monitoring programok nélkül nem lehet elegendő információnk a szerves mikroszennyezők környezeti sorsára vonatkozóan.

Kutatásom során fontosnak tartottam, hogy pontos ismereteim legyenek az általam vizsgált parti szűrésű vízbázis vizének eredetéről. Ezért a kutatásomba bevont bajai vízbázis két kútja esetében meghatároztam a ^2H és a ^1H , valamint a ^{18}O és ^{16}O stabil izotópok mennyiségét, a kapott adatok segítségével pedig kiszámoltam a parti szűrt víz arányát. Eredményeimből megállapítható volt, hogy vizsgált 9.sz. és 9/A kutakban 64% és 81% a felszíni eredetű szűrt víz aránya, így mindkettő parti szűrésű kútnak minősíthető. A környezeti stabil izotópok vizsgálatának módszere használható információt nyújtott a parti szűrésű kutak vízarányáról, ezáltal a modellezésen alapuló számítások megállapításait pontosítani tudtam.

Ezt követően vizsgáltam szerves mikroszennyezők jelenlétét egy laboratóriumi modellberendezés nyers és szűrt vizében, valamint az 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 µg/l 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.

Az értekezésemben részletesen bemutattam a szerves mikroszennyezők kockázatbecslésének azt a módszerét, amely az ivóvízellátásban, illetve a fogyasztók egészségére gyakorolt hatás számításában alkalmaztam. 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. A kockázati tényező a cefepim, a metazaklór-ESA, a karbamazepin, a diklofená, valamint a riszperidon esetében volt a legnagyobb. Hogy az eredmények egyszerűbben összehasonlíthatók legyenek, létrehoztam egy csoportosítási rendszert, amelynek segítségével az $RQ < 1$ kockázati tényezők esetén a különböző szerves mikroszennyezők „*alacsony*”, „*nagyon alacsony*” és „*elhanyagolható*” csoportba sorolhatók. Eredményeimet összevettem a parti szűrés hatékonyságára vonatkozó adatokkal. Ezek alapján viszont kijelenthető, hogy a karbamazepin nevű antidepresszáns kockázata kiemelkedő, ennek koncentrációja a parti szűrés során alig (4,2-6,4 %) csökken.

Fenti eredményeim ellenére feltételeztem, hogy a hazai lakosság a szerves mikroszennyezők humán egészségre gyakorolt kockázatának tekintetében borúlátó, azaz a lakosság sokkal nagyobb mértékben tart a szerves mikroszennyezőktől, mintsem az kockázatbecsléssel alátámasztható lenne. A feltételezésem igazolásához egy kérdőíves kutatást végeztem a hazai lakosság szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos véleményének és ismereteinek felmérésére. A kutatás a közösségi médiát használó, információit jórészt online médiumokból szerző lakosság csoportját vizsgálta. A válaszokból arra a következtetésre jutottam, hogy a szerves mikroszennyezők ivóvízben való előfordulása, illetve humán egészségre gyakorolt hatása a kérdőívet kitöltők körében aggodalmat kelt és sokan tartanak az ivóvízből szervezetbe jutó szerves mikroszennyezők egészségkárosító hatásától.

ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK, TÉZISEK

1. A bajai parti szűrésű ivóvízbázison elsőként végeztem el a $^1\text{H}/^2\text{H}$ és $^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$ stabil izotópok arányának műszeres mérését, amelyre alapozva meghatároztam a kutak parti szűrt víz arányát. Ezzel igazoltam, hogy a módszer alkalmazható az általam vizsgált vízbázis esetében is a modellezésen alapuló, eddigi meghatározás kiváltására, pontosítására. A parti szűrésű vízbázis hosszú távú üzeme során esetlegesen kialakuló mederfal-eltömődés jelensége a termelt víz stabil izotóparányának rendszeres vizsgálatával megállapítható, előrejelezhető.
2. Eredményeimmel alátámasztottam, hogy a Duna bajai szakaszán az általam vizsgált szerves mikroszennyezők jellemzően alacsony koncentrációban fordulnak elő, a rendelkezésemre álló laboranalitikai eszközök kimutatási határa alatt. A kockázatbecslést publikált adatok, adatsorok összesítésével és feldolgozásával végeztem el a Budapest vízellátását biztosító parti szűrésű ivóvízbázisokra vonatkozóan. Az egyes szerves mikroszennyezőkre számított kockázati tényezők jellemzően több nagyságrenddel kisebbek voltak a szakirodalmi adatok alapján számolt kritikus értékeknél. A módszer fejlesztésével osztályozási rendszert dolgoztam ki, amelynek segítségével az $\text{RQ} < 1$ kockázati tényezők csoportosíthatók és az egyes szerves mikroszennyezők „alacsony”, „nagyon alacsony” és „elhanyagolható” kategóriába sorolhatók.
3. A közösségi médiát használó hazai lakosságon belül, véletlenszerű mintavétellel végzett kérdőíves kutatásom eredményeinek elemzésével megállapítottam, hogy a hazai lakosság általam vizsgált csoportja a szerves mikroszennyezők ivóvízellátásra és humán egészségügyre gyakorolt kockázatának mértékét jelentősnek ítéli meg és tart az ivóvízből a szervezetbe jutó szerves mikroszennyezők egészségkárosító hatásától. 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 kutatásomban bemutatott stabilizotóp-geokémiai vizsgálat nem képezi részét a parti szűrésű vízbázisok üzemeltetése során végzett rutinfeladatoknak. A szűrtvíz-arány ismerete a parti szűrésű kutak esetében nagy jelentőséggel bír, így ezt a vizsgálatot érdemes lenne átemelni a gyakorlati feladatok közé és a vízbázishoz tartozó felszíni víztest változó hidrológiai állapota mellett többször elvégezni. A hazai parti szűrésű vízbázisokkal kapcsolatos ismereteink ezáltal értékes adatokkal bővíthetők.

A disszertációmban arra kerestem a választ, hogy a szerves mikroszennyező anyagok mekkora kockázatot jelentenek az ivóvízfogyasztókra. Ilyen átfogó kockázatbecslés és elemzés ez idáig 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.

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 ebben a témában a valósághoz 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

Magyarország Alaptörvénye, 2011

123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet a vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási létesítmények védelméről

201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről

259/2012/EU rendelet a 648/2004/EK rendeletnek a fogyasztói mosószereszekben és az automata mosogatógépekhez való fogyasztói mosogatószerekben használt foszfátok és más foszforvegyületek tekintetében történő módosításáról

Az Európai Parlament és a Tanács 98/83/EK irányelve az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről

Az Európai Parlament és a Tanács 2008/105/EK irányelve a vízpolitika területén a környezetminőségi előírásokról

Az Európai Parlament és a Tanács 2013/39/EU irányelve a 2000/60/EK és a 2008/105/EK irányelveknek a vízpolitika terén elsőbbségének minősülő anyagok tekintetében történő módosításáról

Az Európai Bizottság 2015/495. számú végrehajtási határozata a 2008/105/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv alapján a vízpolitika keretében uniós szintű monitoring alá helyezendő anyagok megfigyelési listájának összeállításáról.

Az Európai Bizottság 2020/1161 számú végrehajtási határozata a vízpolitika területén uniós szintű monitoring alá helyezendő anyagok megfigyelési listájának a 2008/105/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv alapján történő összeállításáról

Az Európai Parlament és Tanács 2020/2184 irányelve az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről.

MSZ EN ISO 19458:2007 szabvány: Víztisztítás. Mintavétel mikrobiológiai elemzéshez

ABDALLA Fathy & SHAMRUKH Mohamed (2010): Riverbank Filtration as an Alternative Treatment Technology: AbuTieg Case Study, Egypt. In (Vol. 103, pp. 255-268). ISBN:978-94-007-0025-3

ALBERGAMO Vittorio *et al.* (2019): Removal of polar organic micropollutants by pilot-scale reverse osmosis drinking water treatment. *Water Research*, 148, 535-545. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.029>

ANGYAL András (2012): *Műanyag és gumi adalékok*. Veszprém, Pannon Egyetem, url: <https://dtk.tankonyvtar.hu/xmlui/handle/123456789/3107?show=full>

ANTAL Sándor (1985): *Földtan IV: Magyarország szerkezeti és regionális földtana*. Budapest, Műszaki Kiadó, ISBN:963-10-6607-X

AQUANES (2019): *Deliverable D1.6 , Advantages and limitations, impact of BF design, recommendations for operators*. Muttonz, url:<http://www.aquan-es-h2020.eu/Default.aspx?t=1596>

AQUAPLUS Kút-fúró, Építő és Termál-energetikai Kft. (2015): *Szekszárd, Fadd-Dombori parti szűrősű vízbázis biztonságba helyezési terve*.

ARYAL Krishna *et al.* (2016): *Health Effects of Pesticide among Vegetable Farmers and the Adaptation Level of Integrated Pest Management Program in Nepal, 2014*. Kathmandu, Nepal Health Research Council, ISBN:10.13140/RG.2.2.23328.79363

ASAKURA H. & MATSUTO T. (2009): Experimental study of behavior of endocrine-disrupting chemicals in leachate treatment process and evaluation of removal efficiency. *Waste Manag*, 29(6), 1852-1859. doi:10.1016/j.wasman.2008.11.030

ASTRAZENECA (s.a.): *Environmental Risk Assessment Data, Quetiapine*. url:<https://www.astrazeneca.com/content/dam/az/our-company/Sustainability/2017/Quetiapine.pdf>

AWWA (2015): *A Water Utility Manager's Guide to Cyanotoxins*. url:<http://www.awwa.org>

BALLA József (2006): *A gázkromatográfia analitikai alkalmazásai*. Budapest, Edison House Kft., ISBN:963-06-1470-7

BARTAK Rico *et al.* (2014): Application of risk-based assessment and management to riverbank filtration sites in India. *Journal of Water and Health*, 13(1), 174-189. doi:10.2166/wh.2014.075 %J

BARTHOLY Judit *et al.* (2013): *Meteorológiai alapismeretek*. Budapest, Eötvös Loránd Tudományegyetem, url: <https://tk.elte.hu/dstore/document/885/book.pdf>

BASU Niladri & JANZ David M. (2013): 3 - Organometal(loid)s. In TIERNEY Keith B. *et al.* (Eds.), *Fish Physiology* (Vol. 33, pp. 141-194), Academic Press. ISBN:1546-5098

BEAN Thomas *et al.* (2014): 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*, 369. doi:10.1098/rstb.2013.0575

BOGEN K. T. & HEILMAN J. M. (2015): Reassessment of MTBE cancer potency considering modes of action for MTBE and its metabolites. *Crit Rev Toxicol*, 45 Suppl 1, 1-56. doi:10.3109/10408444.2015.1052367

BONCZ Imre (2015): *Kutatásmódszertani alapismeretek*. Pécs, Pécsi Tudományegyetem Egészségtudományi Kar, ISBN:978-963-642-826-6

BOUCHER Julien & FRIOT Damien (2017): *Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources*, ISBN:978-2-8317-1827-9

BOWEN Gabriel & WILKINSON Bruce (2002): Spatial distribution of ^{18}O in meteoric precipitation. *Geology*, 30, 315-318. doi:10.1130/0091-7613(2002)030<0315:SDOOIM>2.0.CO;2

CHAI CHING HSIA Ivy *et al.* (2018): *Using CHARM Modelling to Decide the use and Discharge of Surfactant at an Offshore EOR Project*, ISBN:10.2118/192715-MS

COMMISSION European (2013): *Priority substances under the Water Framework Directive*. url:https://ec.europa.eu/environment/water/water-dangersub/pri_substances.htm

COX Kieran D. *et al.* (2019): Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(12), 7068-7074. doi:10.1021/acs.est.9b01517

CSATH Béla (1993): Egy kűtkészítő, aki külföldön tanulta és gyakorolta a szakmát, Bürgermeister Antal munkássága. *Hidrológiai Tájékoztató*. doi:<https://doi.org/10.23716/TTO.01.1993.06>

DANOPOULOS, Evangelos *et al.* (2020): Microplastic contamination of drinking water: A systematic review. *Plos one*, DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236838>

DAN Li *et al.* (2016): Water Disinfection Byproducts Induce Antibiotic Resistance-Role of Environmental Pollutants in Resistance Phenomena. *Environmental Science & Technology*, 50(6), 3193-3201. doi:10.1021/acs.est.5b05113

- DE JESUS GAFFNEY Vanessa *et al.* (2015): Occurrence of pharmaceuticals in a water supply system and related human health risk assessment. *Water Research*, 72, 199-208. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.027>
- DE VET Weren *et al.* (2009): Water quality and treatment of river bank filtrate. *Drinking Water Engineering and Science*, 3/1, 79-90. doi:10.5194/dwes-3-79-2010
- DEÁK József *et al.* (2011): Ásványvizeink eredetének eredetiségének és védettségének vizsgálata. *Bányászat*, 81. url: https://matarka.hu/koz/ISSN_1417-5398/81k_2011/ISSN_1417-5398_81k_2011_069-078.pdf
- DEÁK József *et al.* (1992): Partiszűrős kutak vizének eredete trícium koncentrációjuk és oxigén izotóparányaik felhasználásával. *Hidrológiai Közöny*, 72(4), 204-210.
- DIMKIĆ Milan A. *et al.* (2008): *Groundwater Management in Large River Basins*, IWA Publishing, ISBN:9781780401843
- DINKA Desta Dirbeba (2018): Environmental Xenobiotics and Their Adverse Health Impacts-A General Review. *Journal of Environment Pollution and Human Health*, 6(3), 77-88. doi:10.12691/jephh-6-3-1
- DRAGON Krzysztof *et al.* (2018): Removal of Natural Organic Matter and Organic Micropollutants during Riverbank Filtration in Krajkowo, Poland. *Water*, 10(1457). doi: <https://doi.org/10.3390/w10101457>
- DUNLING Wang *et al.* (2011): Biodeterioration of asbestos cement (AC) pipe in drinking water distribution systems. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 65. 810-817., DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2011.05.004>
- EGYKOR.HU. Káposztásmegyeri Vízmű. url:<http://egykor.hu/index.php/budapest-iv--kerulet/kaposztasmegeyeri-vizmu/3737>
- EPA (2005): *Guidance on Selecting Age Groups for Monitoring and Assessing Childhood Exposures to Environmental Contaminants*. *Risk Assessment Forum*, EPA/630/P-03/003F. Washington, url:<https://www.epa.gov/risk/guidance-selecting-age-groups-monitoring-and-assessing-childhood-exposures-environmental>
- EPA (2010): *Bisphenol A (BPA) Summary*. url:<https://www.epa.gov/assessing-and-managing-chemicals-under-tsca/bisphenol-bpa-summary>
- EPA (2018): *Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables*. Washington, url:<https://www.epa.gov/sdwa/drinking-water-contaminant-human-health-effects-information>
- EPA (é.n.): *Ecological Structure Activity Relationships (ECOSAR) Predictive Model*. url:<https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model>
- FAIGL Ferenc *et al.* (2001): *Szerves fémvegyületek kémiája*. Budapest, Nemzeti tankönyvkiadó, url: <http://dtk.tankonyvtar.hu/xmlui/handle/123456789/13398>
- FARKAS Orsolya. (2007). *Mennyiségi szerkezet-hatás összefüggések retenciós indexek és biológiai aktivitás előrejelzésére*. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest. url: <http://hdl.handle.net/10890/691>
- FEKETE Jenő (2006): *Folyadékkromatográfia elmélete és gyakorlata*. Budapest, Edison House Kft., ISBN:978-963-061-401-6
- G. CALVO-FLORES Francisco *et al.* (2017): *Emerging Pollutants: Origin, Structure and Properties*, Wiley-VCH, ISBN:978-3527338764

- GAD Abdallah (2008): *Water culture in Egypt*. Egypt, National Authority for Remote Sensing and Space Sciences, url: <https://www.idaea.csic.es/meliaproject/sites/default/files/517612-MELIA-Water-culture-in-Egypt.pdf>
- GIGAULT J. *et al.* (2018): Current opinion: What is a nanoplastic? *Environ Pollut*, 235, 1030-1034. doi:10.1016/j.envpol.2018.01.024
- GODA Zoltán (2020): Szerves mikroszennyezők előfordulása ivóvízbázisokban. In KNISZ Judit (szerk.): *Szerves mikroszennyezők a vizekben*. Budapest, Nemzeti Közszerzői Egyetem. ISBN:9789635313624
- GODA Zoltán (2021a): Szerves mikroszennyezők kockázatbecslése. In KNISZ Judit (szerk.): *Szerves mikroszennyezők a vizekben*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó. ISBN:9789635313624
- GODA Zoltán (2021b): A vízszerezés módjai és műtárgyai. In VADKERI Edit (szerk.): *Vízszerezés, Víz tisztítás*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó ISBN:9789635314492
- GREENPEACE. (2017a). Bakony Művek, Veszprém. url: <https://hu.greenpeace.org/mergezett-oroksegunk/bakonymuvek>
- GREENPEACE. (2017b). A Budapesti Vegyiművek felszámolás alatt álló Illatos úti telephelye. url:<https://hu.greenpeace.org/mergezett-oroksegunk/bvm>
- GREENPEACE. (2017c). Tiszapalkonyai talaj- és talajvízszennyezés. url: <https://hu.greenpeace.org/mergezett-oroksegunk/tiszapalkonya>
- GRISCHEK Thomas *et al.* (2012): Sustainability of river bank filtration - examples from Germany. In (pp. 213-228), url: <http://117.252.14.250:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/4983/167Sustainability%20of%20River%20Bank%20Filtration%20in%20Germany.pdf>
- GROS Meritxell *et al.* (2010): Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes. *Environment International*, 36(1), 15-26. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.09.002>
- GROß-WITTKÉ Alexandra *et al.* (2010): Temperature effects on bank filtration: redox conditions and physical-chemical parameters of pore water at Lake Tegel, Berlin, Germany. *1*, 55-66. doi: <https://doi.org/10.2166/wcc.2010.005>
- HERNÁNDEZ-LEAL L. *et al.* (2011): Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon. *Water Research*, 45(9), 2887-2896. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.009>
- HISCOCK Kevin M. & GRISCHEK Thomas (2002): Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology*, 266(3), 139-144. doi: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00158-0)
- HORNYACSEK Júlia (2014): *A tudományos kutatás elmélete és módszertana*. Budapest, Nemzeti Közszerzői Egyetem Hadtudományi és Honvédtisztoképző Kar, url: <https://hhk.uni-nke.hu/document/hhk-uni-nke-hu/Teljes%20sz%C3%B6veg!.pdf>
- HUBBS Stephen A. (2006, 2006/). *Changes in Riverbed Hydraulic Conductivity and Specific Capacity at Louisville*. Paper presented at the Riverbank Filtration Hydrology, Dordrecht. doi: 10.1007/978-1-4020-3938-6_9
- IQBAL M. *et al.* (2017): Legacy and emerging flame retardants (FRs) in the freshwater ecosystem: A review. *Environ Res*, 152, 26-42. doi:10.1016/j.envres.2016.09.024
- IVANKOVIĆ Tomislav & HRENOVIĆ Jasna (2010): Surfactants in the Environment. *Arhiv za higijenu rada i toksikologiju*, 61, 95-110. doi:10.2478/10004-1254-61-2010-1943
- JAYARAJ Ravindran *et al.* (2016): Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. *Interdisciplinary toxicology*, 9(3-4), 90-100. doi:10.1515/intox-2016-0012

- JIN Y. *et al.* (2019): Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Sci Total Environ*, 649, 308-317. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.353
- JUHÁSZ József (2016): *Hidrogeológia*. Budapest, Akadémiai Kiadó, ISBN:978 963 05 9830 9, doi: 10.1556/9789630598309
- KAHL Stefanie *et al.* (2018): Emerging Biodegradation of the Previously Persistent Artificial Sweetener Acesulfame in Biological Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*, 52. doi:10.1021/acs.est.7b05619
- KARCHES Tamás *et al.* (2021): *Vízszerezés, víztisztítás*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó, ISBN:9789635314492
- KARKMAN Antti *et al.* (2018): Antibiotic-Resistance Genes in Waste Water. *Trends in Microbiology*, 26(3), 220-228. doi:https://doi.org/10.1016/j.tim.2017.09.005
- KÁRMÁN *et al.* (2014): Transit time determination for a riverbank filtration system using oxygen isotope data and the lumped-parameter model. *Hydrological Sciences Journal*, 59. doi:10.1080/02626667.2013.808345
- KÁROLYI András & TOLNAI Béla (2008): *Víz-rajz - 140 éve a főváros szolgálatában*. Budapest, Fővárosi Vízművek, url: <https://www.vizmuvek.hu/jubileum/pics/konyv.pdf>
- KHAN U. & NICELL J. (2015): Human Health Relevance of Pharmaceutically Active Compounds in Drinking Water. *Aaps j*, 17(3), 558-585. doi:10.1208/s12248-015-9729-5
- KNISZ Judit *et al.* (2020): *Szerves mikroszennyezők a vizekben*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó, ISBN:9789635313624
- KNISZ Judit & VADKERTI Edit (2020): A szerves mikroszennyezők előfordulása, sorsa és hatása a környezetben. In KNISZ Judit (szerk.): *Szerves mikroszennyezők a vizekben*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó. ISBN:9789635313624
- KNISZ Judit *et al.* (2020): A szerves mikroszennyező csoportok részletes bemutatása. In KNISZ Judit (szerk.): *Szerves mikroszennyezők a vizekben*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó. ISBN:9789635313624
- KODAVANTI Prasada Rao S. *et al.* (2018): Chapter 52 - Brominated Flame Retardants and Perfluorinated Chemicals. In GUPTA Ramesh C. (szerk.): *Veterinary Toxicology (Third Edition)* (pp. 691-707), Academic Press. ISBN:978-0-12-811410-0
- KONDOR Attila Csaba *et al.* (2020): Occurrence of pharmaceuticals in the Danube and drinking water wells: Efficiency of riverbank filtration. *Environmental Pollution*, 265, 114893. doi:https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114893
- KONDOR Attila Csaba *et al.* (2021): Occurrence and health risk assessment of pharmaceutically active compounds in riverbank filtrated drinking water. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102039. doi:https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102039
- KOVÁTS Nóra & PAULOVITS Gábor (2001): Ökológiai kockázatelemzés és becslés, mint vizes élőhelyek kezelését megalapozó metodológia. In KERÉKES Sándor & KISS Károly (Eds.), *A Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem Környezettudományi Intézetének Tanulmányai*. Budapest, Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem, utl: http://unipub.lib.uni-corvinus.hu/105/1/4_szam.pdf
- KRUC Roksana *et al.* (2019): Migration of Pharmaceuticals from the Warta River to the Aquifer at a Riverbank Filtration Site in Krajkowo (Poland). *Water*, 11, 2238. doi:https://doi.org/10.3390/w11112238
- KSH (2020): *A felszín alóli víztermelés víztípusok szerint (1985–)*. Budapest, url:http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_aves/i_uw003.html

KULAKOV V. V. *et al.* (2011). *Riverbank Filtration as an Alternative to Surface Water Abstraction for Safe Drinking Water Supply to the City of Khabarovsk, Russia*. Paper presented at the Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries, Dordrecht. DOI: 10.1007/978-94-007-0026-0_17

LEI M. *et al.* (2015): Overview of Emerging Contaminants and Associated Human Health Effects. *Biomed Res Int*, 2015, 404796. doi:10.1155/2015/404796

LI Zijian (2018): A health-based regulatory chain framework to evaluate international pesticide groundwater regulations integrating soil and drinking water standards. *Environment International*, 121, 1253-1278. doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.10.047

LIN Huiju *et al.* (2018): Pharmaceutically active compounds in the Xiangjiang River, China: Distribution pattern, source apportionment, and risk assessment. *Science of The Total Environment*, 636, 975-984. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.267

LORENZEN Gunnar *et al.* (2010): Assessment of the potential for bank filtration in a water-stressed megacity (Delhi, India). *Environmental earth sciences*, 61, 1419-1434. doi:10.1007/s12665-010-0458-x

MAASZ G. *et al.* (2019): Spatiotemporal variations of pharmacologically active compounds in surface waters of a summer holiday destination. *Sci Total Environ*, 677, 545-555. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.04.286

MÁDLNÉ SZÖNYI Judit *et al.* (2013): *Hidrogeológia*. Budapest, Eötvös Loránd Tudományegyetem, url: <https://ttk.elte.hu/dstore/document/868/book.pdf>

MAHMOOD Isra *et al.* (2015): Effects of Pesticides on Environment. In KHALID Rehman Hakeem (szerk.): *Plant, Soil and Microbes Volume 1: Implications in Crop Science*, Springer International. ISBN:978-3-319-27455-3

MANASFI Tarek *et al.* (2017): Occurrence, origin and toxicity of disinfection byproducts in chlorinated swimming pools: An overview. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220. doi:10.1016/j.ijheh.2017.01.005

MANZETTI Sergio *et al.* (2014): Chemical Properties, Environmental Fate, and Degradation of Seven Classes of Pollutants. *Chemical Research in Toxicology*, 27(5), 713-737. doi:10.1021/tx500014w

MAO Z. *et al.* (2012): Occurrence and biodegradation of nonylphenol in the environment. *Int J Mol Sci*, 13(1), 491-505. doi:10.3390/ijms13010491

MATAMOROS V. *et al.* (2012): Occurrence and behavior of emerging contaminants in surface water and a restored wetland. *Chemosphere*, 88(9), 1083-1089. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.04.048

MÁTRAI Ildikó (2021): Vízisztítási alapfolyamatok. In VADKERTI Edit (szerk.): *Vízszerezés, Vízisztítás*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó. ISBN:9789635314492

MATUSIAK Magdalena *et al.* (2021): Surface water and groundwater interaction at long-term exploited riverbank filtration site based on groundwater flow modelling (Mosina-Krajkowo, Poland). *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 37, 100882. doi:https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100882

MAYNARD E. & WHAPHAM C. (2020): 3 - Quality and supply of water used in hospitals☆. In WALKER Jimmy (szerk.): *Decontamination in Hospitals and Healthcare (Second Edition)* (pp. 45-69), Woodhead Publishing. ISBN:978-0-08-102565-9

MILINKI Éva (2013): *Ökotoxikológia és környezetvédelem*. Budapest, Eszterházy Károly Főiskola, url: http://eva.milinki.uni-eger.hu/public/uploads/okotoxikologia-es-kornyezetvedelem_56275a65a3e33.pdf

MOLNÁR Mónika *et al.* (2014). *Tiered approach for environmental risk assessment of emerging pollutants in aquatic systems*. Paper presented at the AquaConSoil 2013 Conference. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.04.003

MOON-KYUNG Kim & KYUNG-DUK Zoh (2016): Occurrence and removals of micropollutants in water environment. *Environmental Engineering Research*, 21, 319-332. doi:10.4491/eer.2016.115

MTA Magyar Tudományos Akadémia Csillagászati És Földtudományi Kutatóközpont Földrajztudományi Kutatóintézet (2011): Felszíni és felszín alatti vizek.

NAGY-KOVÁCS Zsuzsanna *et al.* (2019): Szerves mikroszennyező anyagok (peszticidek és PAH vegyületek) viselkedése a parti szűrés folyamatában Budapesten. *Hidrológiai Közlöny*, 99(2). url: http://real-j.mtak.hu/15180/1/HK_2019_2.pdf

NAGY-KOVÁCS Zsuzsanna *et al.* (2018): Behavior of Organic Micropollutants During River Bank Filtration in Budapest, Hungary. *Water Research*, 10. doi:<https://doi.org/10.3390/w10121861>

NAM S. W. *et al.* (2014): Adsorption characteristics of selected hydrophilic and hydrophobic micropollutants in water using activated carbon. *J Hazard Mater*, 270, 144-152. doi:10.1016/j.jhazmat.2014.01.037

NAM S. W. *et al.* (2014): Occurrence and removal of selected micropollutants in a water treatment plant. *Chemosphere*, 95, 156-165. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.08.055

NÉBIH (2014): *Kérdezz-felelek az élelmiszeradalékanyagokról.* Budapest, url:<https://portal.nebih.gov.hu>

NEU H. C. (1992): The crisis in antibiotic resistance. *Science*, 257(5073), 1064-1073. doi:10.1126/science.257.5073.1064

NGO Anh D *et al.* (2006): Association between Agent Orange and birth defects: systematic review and meta-analysis. *International Journal of Epidemiology*, 35(5), 1220-1230. doi:10.1093/ije/dyl038 %J International Journal of Epidemiology

NIEHS National Institute of Environmental Health Sciences. (é.n.). Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). url:<https://www.niehs.nih.gov/health/topics/agents/pfc/index.cfm>

OROPESA A. L. *et al.* (2017): Toxic potential of the emerging contaminant nicotine to the aquatic ecosystem. *Environ Sci Pollut Res Int*, 24(20), 16605-16616. doi:10.1007/s11356-017-9084-4

OVF Országos Vízügyi Főigazgatóság (2011): *Sérülékeny üzemelő vízbázisok listája.* url:https://www.vizugy.hu/uploads/csatolmanyok/285/keop223ab_lista_2011_02_10.pdf

OVF Országos Vízügyi Főigazgatóság. (2021). *Magyarország Vízyűjtő-gazdálkodási Terve – 2021 - vitaanyag.* Budapest. url: https://vizeink.hu/wp-content/uploads/2020/12/VGT_Vitaanyag_1222.pdf

ÖLLÖS Géza (2007): *Természetes és antropogén szerves anyagok.* Budapest, Közlekedési Dokumentációs Kft., ISBN:978-963-552-404-4

PEREZ LUCAS Gabriel *et al.* (2018): Environmental Risk of Groundwater Pollution by Pesticide Leaching through the Soil Profile. In PEREZ LUCAS Gabriel (szerk.): *Pesticides, Anthropogenic Activities and the Health of our Environment.* ISBN:978-953-51-7998-6

PETROVIĆ Mira *et al.* (2005): Liquid chromatography–tandem mass spectrometry for the analysis of pharmaceutical residues in environmental samples: a review. *Journal of Chromatography A*, 1067(1), 1-14. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.10.110>

PHADUNGHUS Katanchalee *et al.* (2017): Efficiencies of NF and RO Membranes on Pharmaceutical Removal and Membrane Fouling Effects. 21, 101-112. DOI: 10.4186/ej.2017.21.3.101

POPOWICH Aleksandra *et al.* (2015): Removal of nanoparticles by coagulation. *Journal of Environmental Sciences*, 38, 168-171. doi:10.1016/j.jes.2015.10.001

PRICE, W. J. (1977): *Atomabszorpciós spektrometria.* Műszaki Könyvkiadó, Budapest, ISBN: 2399985407002

- PRZYBYŁEK Jan *et al.* (2017): Hydrogeological investigations of river bed clogging at a river bank filtration site along the River Warta, Poland. *Geologos*, 23. doi:10.1515/logos-2017-0021
- RATHI B. Senthil *et al.* (2021): Critical review on hazardous pollutants in water environment: Occurrence, monitoring, fate, removal technologies and risk assessment. *Science of The Total Environment*, 797, 149134. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149134>
- RATHNA Ravichandran *et al.* (2018): Recent developments and prospects of dioxins and furans remediation. *Journal of Environmental Management*, 223, 797-806. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.095>
- RAY Chittaranjan *et al.* (2002): *Riverbank filtration: Improving source-water quality*, Water Science and Technology Library, ISBN:978-0-306-48154-3
- RICHMOND Erinn *et al.* (2017): Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) are ecological disrupting compounds (EcoDC). *Elem Sci Anth*, 5, 66. doi:10.1525/elementa.252
- ROCHMAN Chelsea M. *et al.* (2013): Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3(1), 3263. doi:10.1038/srep03263
- SALAMON Endre (2020): A szerves mikroszennyezők kimutatása a környezetből. In KNISZ Judit (szerk.): *Szerves mikroszennyezők a vizekben*. Budapest, Ludovika Egyetemi Kiadó ISBN:9789635313624
- SALAMA, F. (2008). PAHs in Astronomy - A Review. *Proceedings of the International Astronomical Union*, 4(S251), 357-366. doi: 10.1017/S1743921308021960
- SALAMON Endre & GODA Zoltán (2019): Coupling Riverbank Filtration with Reverse Osmosis May Favor Short Distances between Wells and Riverbanks at RBF Sites on the River Danube in Hungary. *II*(1), 113. doi:<https://doi.org/10.3390/w11010113>
- SALAMON Endre *et al.* (2018): Analysis of reverse osmosis filter permeability. *Pollack Periodica An International Journal for Engineering and Information Science*, 13(3), 221-230. url: <http://real.mtak.hu/95023/1/606.2018.13.3.21.pdf>
- SANDHU Cornelius *et al.* (2011): Potential for Riverbank filtration in India. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13, 295-316. doi:10.1007/s10098-010-0298-0
- SCHMIDT Carsten *et al.* (2003): Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany. Project: *Behavior of micropollutants during river bank filtration*. url: <https://www.researchgate.net/publication/267779083>
- SCHMITZ Rob. (2020). What Hamburg's Missteps In 1892 Cholera Outbreak Can Teach Us About COVID-19 Response. *NPR*. url: <https://www.npr.org/2020/05/06/849996451/what-hamburgs-missteps-in-1892-cholera-outbreak-can-teach-us-about-covid-19-resp>
- SCUPELLARI Megan (2015): Drugging the Environment. *Scientist*, 29. url: <https://www.the-scientist.com/features/drugging-the-environment-35077>
- SEEGER Eva M. *et al.* (2016): Removal of pathogen indicators from secondary effluent using slow sand filtration: Optimization approaches. *Ecological Engineering*, 95, 635-644. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.068>
- SHULAN Li *et al.* (2020): Risks of caffeine residues in the environment: Necessity for a targeted ecopharmacovigilance program. *Chemosphere*, 243, 125343. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125343>
- SHARMA, Virender K. *et al.* (2016): A review of the influence of treatment strategies on antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes. *Chemosphere*, 150, p 702-714, ISSN: 0045-6535, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.084>.

SIROCKI Alexander R. *et al.* (2013): *Removal of Ibuprofen from Drinking Water using Adsorption*. url:<https://digital.wpi.edu/show/h989r465n>

SUAREZ S. *et al.* (2009): Pre-treatment of hospital wastewater by coagulation-flocculation and flotation. *Bioresour Technol*, 100(7), 2138-2146. doi:10.1016/j.biortech.2008.11.015

SZABÓ Sándor. (2017). *Az új generációs mentesítő rendszerek hatása a hazai AVB mentesítő képesség átalakítására*. Nemzeti Közzolgálati Egyetem Budapest. Retrieved from <https://docplayer.hu/112196285-Az-uj-generacios-mentesito-rendszerek-hatasa-a-hazai-abv-mentesito-kepesseg-atalakitasara.html>

SZÁZADVÉG Gazdaságkutató Zrt. (2018): *A hazai víziközmű szolgáltatás aktuális helyzete*. url:https://www.maviz.org/fogyasztói_hir/a_hazai_vizikozmu_szolgaltatas_aktualis_helyzeterol_szolo_tanulmany

SZLÁVIK Lajos *et al.* (2002): *Hidrológia-Hidraulika*. Budapest, Szent István Egyetem, ISBN:978-963-8172-32-7

SZÖLLŐSI-NAGY András. (2018). *Sorsfordító a fejlődésben – 2. rész: Válaszút előtt a világ vízgazdálkodása*. Paper presented at the A Magyar Hidrológiai Társaság által rendezett XXXVI. Országos Vándorgyűlés dolgozatai, Gyula. <http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/36/>

THOMAIDI V. S. *et al.* (2020): Risk assessment of PFASs in drinking water using a probabilistic risk quotient methodology. *Science of The Total Environment*, 712, 136485. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136485>

- UMAR Da'u Abba *et al.* (2017): An overview assessment of the effectiveness and global popularity of some methods used in measuring riverbank filtration. *Journal of Hydrology*, 550, 497-515. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.05.021>

USGS United States Geological Survey. USGS Surface-Water Annual Statistics for the Nation. url:https://waterdata.usgs.gov/nwis/annual/?referred_module=sw

USGS United States Geological Survey (2020): *Report of Stable Isotopic Composition - Hydrogen and Oxygen Isotopes in Water*. Reston, Virginia, url:<https://www.usgs.gov/media/files/rsil-report-stable-isotopic-comp-reference-material-usgs48-025>

VARGHA Márta. (2017, 2017. október 25.). *Magyarországi vízminőségi helyzet aktualitásai*. Paper presented at the Magyar Víz és Szennyvíztechnikai Szövetség Ivóvíztechnológiai szakmai nap.

VARGHA Márta. (2019). Milyen az ivóvíz Magyarországon? url:<https://tudomany.hu/cikkek/milyen-az-ivoviz-magyarorszagon-109563>

VARGHA Márta *et al.* (2022). Antibiotikumok és antibiotikum-rezisztencia – elkészült az új szennyezők felmérése a dunai parti szűrős rendszerben. url:<https://mta.hu/nemzeti-viztudomanyi-program/antibiotikumok-es-antibiotikum-rezisztencia-elkeszult-az-uj-szennyezok-felmerese-a-dunai-parti-szuresu-rendszerben-112031>

VILLANUEVA C. M. *et al.* (2015): Overview of Disinfection By-products and Associated Health Effects. *Curr Environ Health Rep*, 2(1), 107-115. doi:10.1007/s40572-014-0032-x

VODILA G. *et al.* (2011): A 9-year record of stable isotope ratios of precipitation in Eastern Hungary: Implications on isotope hydrology and regional palaeoclimatology. *Journal of Hydrology*, 400(1), 144-153. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.01.030>

WEATHERLY L. M. & GOSSE J. A. (2017): Triclosan exposure, transformation, and human health effects. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev*, 20(8), 447-469. doi:10.1080/10937404.2017.1399306

WHO (2004): *Chemistry of disinfectants and disinfectant by-products in Environmental Health Criteria*. url:<https://www.who.int/>

WHO (2011): *Guidelines for Drinking Water Quality*. Geneva, Switzerland, url:<https://www.who.int/>

WILKINSON J. *et al.* (2017): Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field. *Environ Pollut*, 231(Pt 1), 954-970. doi:10.1016/j.envpol.2017.08.032

WILKINSON J. L. *et al.* (2022): Pharmaceutical pollution of the world's rivers. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 119(8). doi:10.1073/pnas.2113947119

WMO World Meteorological Organisation. Hydrology and Water Resources. url:https://community.wmo.int/activity-areas/hydrology-and-water-resources

ZHIJIANG Lu & GAN Jay (2014): Analysis, toxicity, occurrence and biodegradation of nonylphenol isomers: A review. *Environment International*, 73, 334-345. doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.017

ÁBRÁK JEGYZÉKE

1. ábra: A hidrológiai ciklus ábrázolása (a szerző munkája).....	12
2. ábra: Az édesvízkészletek megoszlása a kontinensek között (a szerző munkája USGS és WMO adatai alapján).....	15
3. ábra: A Magyarországra érkező és távozó vízfolyások átlagos vízhozama (a szerző munkája a Magyar Tudományos Akadémia Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont Földrajztudományi Kutatóintézet alapján, MTA, 2011).....	16
4. ábra: A hazai víztermelés arányai víztípusok szerint, 2020-ban. (a szerző munkája a KSH, 2020 adatai alapján).....	17
5. ábra: Felszín alatti víztípusok és egymáshoz viszonyított elhelyezkedésük (Goda, 2021b).....	17
6. ábra: Az ivóvízellátás egyszerűsített folyamatábrája (a szerző munkája).....	19
7. ábra: Az ivóvíz minőségét veszélyeztető szennyezőanyagok az ivóvízellátás egyes szakaszaiban. (a szerző munkája, Vargha, 2019 alapján).....	24
8. ábra: Kolerával fertőzött betegek szállítása kórházba Hamburgban, 1892-ben (Schmitz, 2020).....	27
9. ábra: A káposztásmegyeri vízmű építési munkálatai 1893-ban, előtérben az egyik épülő aknakúttal (egykor.hu).....	29
10. ábra: Parti szűrésű kútsor az Elba folyó partján Drezda Hosterwitz vízbázisán (a szerző fényképe).....	30
11. ábra: Kotróval ellátott talajvízdúsító műtárgy Drezda Hosterwitz vízbázisán (a szerző fényképe).....	31
12. ábra: A Mosina-Krajkowo (Poznań) parti szűrésű vízbázis a Warta-folyó partján (Przybyłek et al., 2017)	32
13. ábra: A bajai parti szűrésű vízbázis kútsora (a szerző fényképe).....	36
14. ábra: A parti szűrésű vízbázis elhelyezkedése és folyamatai (Goda, 2021b).....	38
15. ábra: A gyógyszermaradványok lehetséges forrásai és transzmissziós útjai a környezetben (a szerző munkája Knisz et al., 2020 alapján).....	43
16. ábra: A felületaktív anyagok elvi felépítése (a szerző munkája).....	49
17. ábra: A felületaktív anyag kölcsönhatása a szennyezőanyaggal (Knisz et al., 2020).....	50
18. ábra: A szerves mikroszennyezők forrásai és transzmissziós folyamatai (Knisz & Vadkerti, 2020).....	60
19. ábra: Szerves mikroszennyezők koncentrációja és a szivárgási úthossz kapcsolata a Warta-folyó poznaíi szakaszán (Dragon et al., 2018 alapján).....	70

20. ábra: Egyes szerves mikroszennyezők koncentrációja a Warta-folyóban és a folyótól különböző távolságban üzemelő kutakban (Dragon et al., 2018 alapján).....	70
21. ábra: A derítés folyamata (a szerző munkája Popowich et al., 2015 alapján).....	74
22. ábra: Az adszorpció folyamata aktív szénen (a szerző munkája Sirocki et al., 2013 alapján).....	76
23. ábra: A membránszűrő felépítése (Maynard & Whapham, 2020 alapján).....	80
24. ábra: A membrántechnológiák jellemző mérettartománya (a szerző munkája).....	81
25. ábra: A kockázatok térbeli szintjei (Goda, 2021a).....	89
26. ábra: A PEC/PNEC és a HQ/RQ összefüggései (a szerző munkája Chai Ching Hsia et al., 2018 alapján).....	90
27. ábra: A kutatásba bevont lassú homokszűrő műtárgy kialakítása (Salamon & Goda, 2019).....	105
28. ábra: A fordított ozmózis berendezéssel összekapcsolt rendszer sematikus ábrája a mintavételi pontokkal (P: nyomásmérés, Q: mintavétel, T: hőmérsékletmérés, V: térfogatmérés) (Salamon & Goda, 2019).....	105
29. ábra: Kockázati tényezők egyes szerves mikroszennyezők esetén a budapesti parti szűrésű vízbázisokban mért értékek alapján, logaritmus skálán feltüntetve (a szerző munkája).....	114
30. ábra: A vezetékes ivóvízfogyasztás gyakoriságának megoszlása a kérdőívet kitöltők között. (a szerző munkája).....	119
31. ábra: Az ivóvíz minőségére, biztonságosságára és egészségességére vonatkozó válaszok arányai. (a szerző munkája).....	120
32. ábra: A válaszadók véleménye az egyes szerves mikroszennyezők ivóvízben való előfordulásáról és mennyiségéről (a szerző munkája).....	121
33. ábra: A szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázatának megítélése a kérdőívet kitöltők véleménye alapján (a szerző munkája).....	123
34. 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).....	125

TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

1. táblázat: A Föld víztározó közegeiben tárolt vízmennyiségek és átlagos tartózkodási idejük. (Szlávik et al., 2002 alapján).....	13
2. táblázat: A szerves mikroszennyezők csoportjai (Knisz et al., 2020).....	41
3. táblázat: Szerves mikroszennyezők előfordulása a Duna budapesti szakaszán 2017-ben. (Nagy-Kovács et al., 2018 alapján).....	62
4. táblázat: Szerves mikroszennyezők a Warta-folyó poznaíi szakaszán 2017-ben (Dragon et al., 2018 alapján).....	63
5. táblázat: Szerves mikroszennyezők átlagos koncentrációja a Duna budapesti szakaszán és a parti szűrésű kutakban (ng/l) (Nagy-Kovács et al., 2018 alapján).....	68
6. táblázat: Az ivóvízkezelésben alkalmazott gyakoribb eljárások és folyamatok (Mátrai, 2021 alapján).....	72

7. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők derítéssel történő eltávolításának hatásfoka (Moon-Kyung & Kyung-Duk, 2016 alapján).....	74
8. táblázat: Por alakú aktív szén (PAC) és granulált aktív szén (GAC) hatékonysága egyes szerves mikroszennyező eltávolításában (Moon-Kyung & Kyung-Duk, 2016 alapján).....	77
9. táblázat: A nanoszűrés és a fordított ozmózis hatékonysága egyes szerves mikroszennyezők eltávolításában (Phadunghus et al., 2017 alapján).....	82
10. táblázat A hidrogén és oxigén stabil izotópok előfordulásának aránya a környezetben (Deák et al., 2011)..	85
11. táblázat: Példák a rangsorolás alapú kockázatbecslés vizsgálati szempontjaira (Molnár et al., 2014 alapján).....	94
12. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők összesített kockázati tényezőn alapuló rangsorolása (Molnár et al., 2014 alapján).....	95
13. táblázat A kutatásba bevont termelőktől, talajvízkút és a felszíni víz mintavételi pont alapvető adatai..	100
14. táblázat A vízmintákban mért stabil izotópok arányának eltérése a nemzetközi sztenderdtől.....	102
15. táblázat A kutatásba bevont termelőktől parti szűrt víz arányai a mért stabil izotópok alapján.....	102
16. táblázat A modellkísérletben vizsgált szerves mikroszennyezők listája.....	107
17. táblázat A kutatás során vizsgált szerves mikroszennyezők listája.....	108
18. táblázat: Szerves mikroszennyezők mért maximális koncentrációja a Szentendrei-sziget, a Csepel-sziget és a budapesti szakasz parti szűrésű kútjaiban (Nagy-Kovács et al., 2018 és Kondor et al., 2020 alapján).....	111
19. táblázat: Egyes szerves mikroszennyezők ADI és DWEL értékei, valamint számított kockázati tényezői (a szerző munkája).....	113

MELLÉKLETEK

1. számú melléklet: A kutatásban használt kérdőív

Az ivóvíz minőségének megítélése szerves mikroszennyezők szempontjából

Goda Zoltán vagyok, az NKE-KMDI végzős doktorandusz hallgatója. Kutatásomban a szerves mikroszennyezők (pl. gyógyszermaradványok, növényvédőszer, kozmetikumok, stb.) előfordulását és kockázatát vizsgálom az ivóvízellátásban. Ez a kérdőív a hazai lakosság ismereteit és véleményét méri fel az ivóvíz biztonságosságával, illetve az említett szennyezőanyagok előfordulásával kapcsolatban. A felmérésben bárki részt vehet, aki elmúlt 18 éves.

A kérdőív kitöltése anonim módon, a személyiségi jogok figyelembevételével, tudományos céllal történik. A kérdőív nem gyűjt személyazonosításra alkalmas adatokat. A kutatás során szerzett információk, adatok a disszertációm részét képezik, azokat csak statisztikai elemzésre

használok fel. A kérdőív kitöltése önkéntes alapon valósul meg, ezért az bármikor következmények és indoklás nélkül megszakítható.

A kérdőív kitöltésével ön kijelenti, hogy elmúlt 18 éves, a fent említett feltételeket megértette és elfogadta, továbbá hozzájárul az adatok kutatásomban történő felhasználásához.

Arra kérem, hogy figyelmesen olvasson el minden kérdést! A kérdésekre nincsenek „jó” vagy „rossz” válaszok, próbálja meg minél őszintébben saját meglátásait, gondolatait, véleményét megjeleníteni a kitöltés során! A kérdőív kitöltése körülbelül kb. 5-10 percet vesz igénybe.

Amennyiben bármiféle kérdése, észrevétele van a kérdőívvel vagy a kutatással kapcsolatosan, az alábbi elérhetőségen fordulhat hozzám:

Kutatást végző hallgató: Goda Zoltán

Elérhetőség: goda.zoltan@uni-nke.hu

Köszönöm, hogy kitölti a kérdőívet, ezzel hozzájárulva a kutatásomhoz!

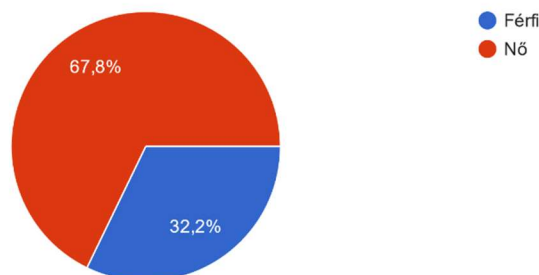
Kijelentem, hogy a vizsgálat céljáról és jellegéről kielégítő tájékoztatást kaptam, a vizsgálatban önként veszek részt. A fentiekkel egyetértek, megkezdem a kérdőív kitöltését.

Igen

Nem

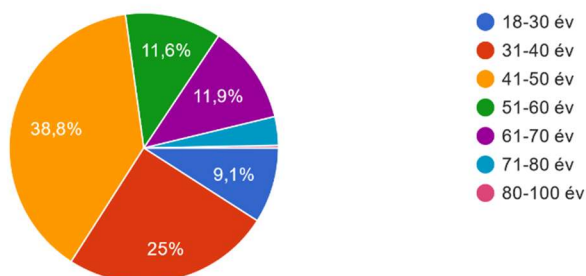
1. szakasz: Demográfiai adatok

Az ön neme
320 válasz



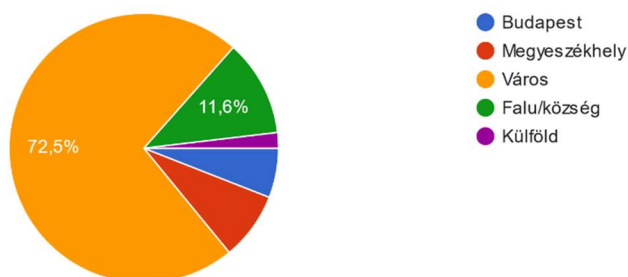
Az ön életkora

320 válasz



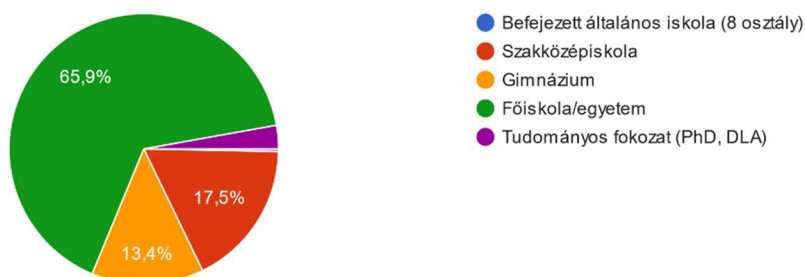
Az ön lakóhelye

320 válasz



Az ön legmagasabb iskolai végzettsége

320 válasz

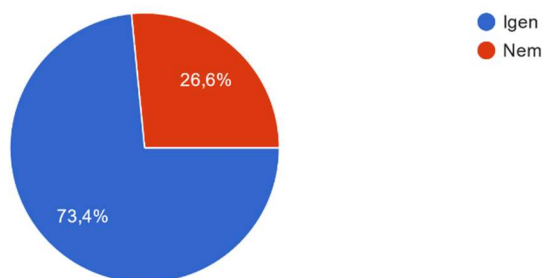


2. szakasz: Ivóvízfogyasztással kapcsolatos kérdések

A kérdőív szempontjából az "ivóvíz" és "csapvíz" kifejezések jelentése megegyezik. Az ön otthonában, vagy a munkahelyén elérhető közüzemi ivóvíz, amely közvetlenül a hálózatról fogyasztható, kiegészítő házi víztisztító berendezés alkalmazása nélkül.

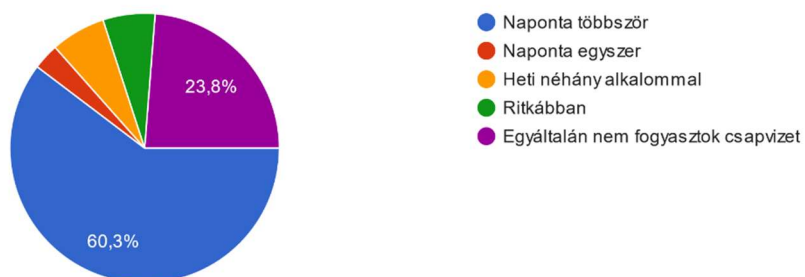
Fogyaszt ön csapvizet? (Közvetlenül az ivóvíz hálózatról, házi víztisztító berendezés nélkül.)

320 válasz



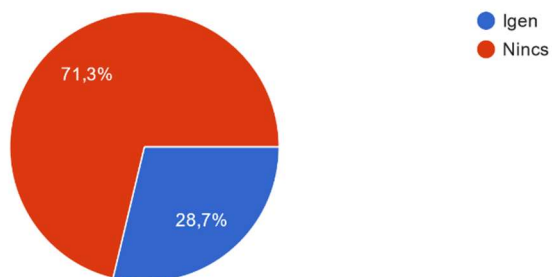
Amennyiben fogyaszt csapvizet, milyen rendszerességgel teszi?

320 válasz



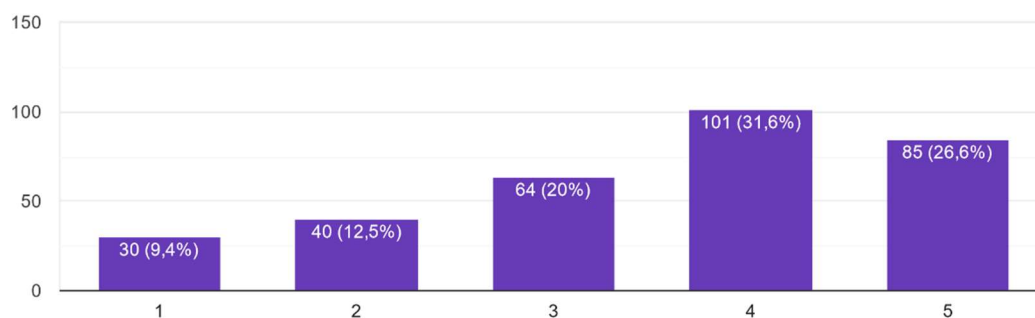
Van a háztartásában kiegészítő víztisztító berendezés? (pl. beépíthető aktívszén, vagy membránszűrő, víztisztító kancsó, stb.)

320 válasz



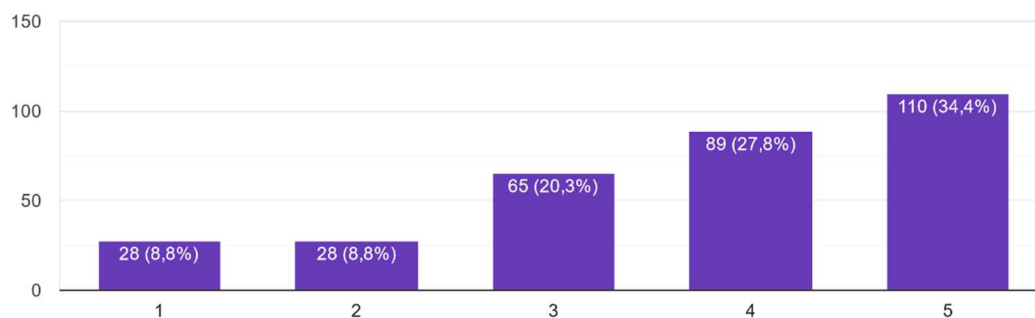
Mennyire tartja jó minőségűnek a csapvizet a lakóhelyén? (1- egyáltalán nem, 5-teljes mértékben)

320 válasz



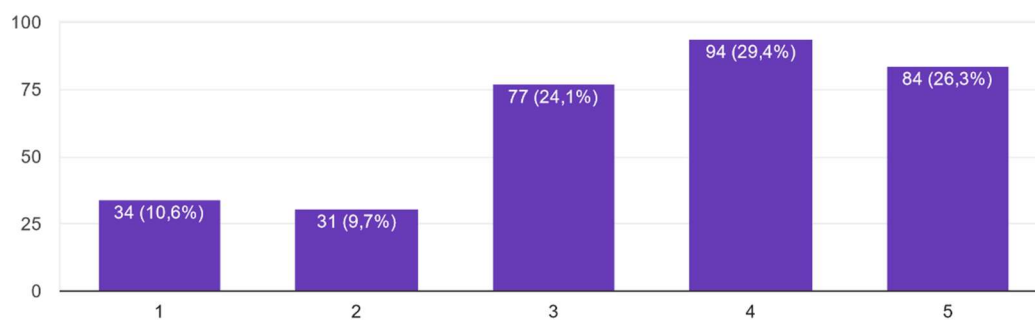
Mennyire tartja biztonságosnak a csapvizet a lakóhelyén? (1- egyáltalán nem, 5-teljes mértékben)

320 válasz



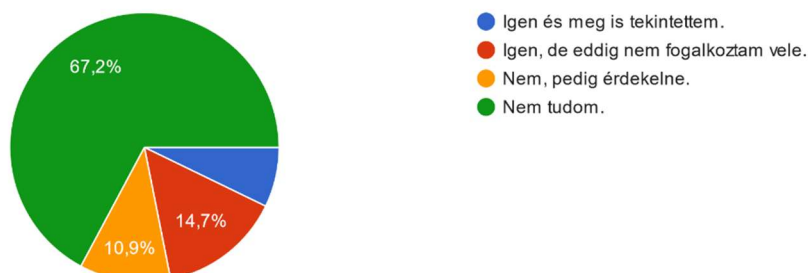
Mennyire tartja egészségesnek a csapvizet a lakóhelyén? (1- egyáltalán nem, 5-teljes mértékben)

320 válasz



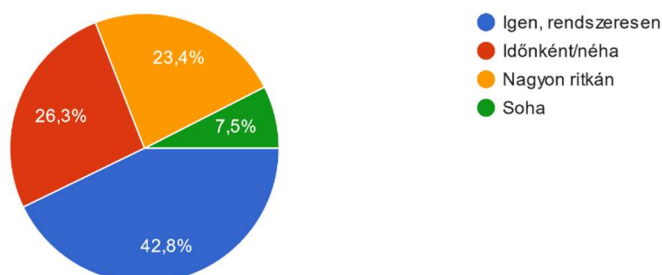
Elérhető az ön lakóhelyén az ivóvíz összetételét bemutató laboratóriumi vízvizsgálati jegyzőkönyv?
(pl. a szolgáltató weboldalán, szórólapon, stb.)

320 válasz



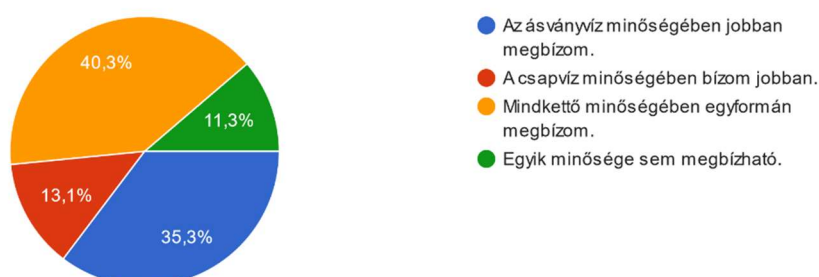
Fogyaszt ön palackozott ásványvizet otthon, vagy munkahelyén? (Olyan helyeken, ahol egyébként csapvíz is rendelkezésre áll.)

320 válasz



Az ásványvíz, vagy a csapvíz minőségében bízunk jobban?

320 válasz



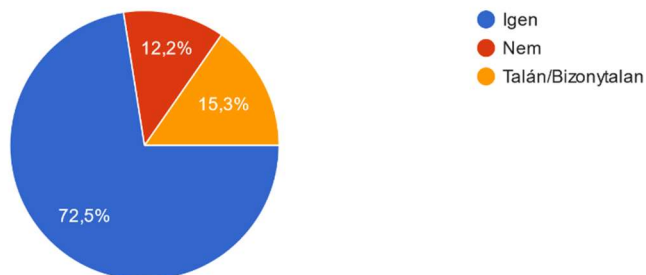
3. szakasz: Szerves mikroszennyezők kockázatával kapcsolatos kérdések

A szerves mikroszennyezők olyan szerves szennyezőanyagok csoportját jelenti, amelyek akár literenként mikrogrammnyi mennyiségben is negatívan befolyásolják a víz felhasználhatóságát, fogyaszthatóságát. Jellemzően gyógyszermaradványok, kozmetikai termékek összetevői, élelmiszer adalékanyagok, növényvédőszer, felületaktív anyagok, mikroműanyagok tartoznak ebbe a csoportba. A szerves mikroszennyezők elsősorban szennyvízkibocsátás révén

kerülhetnek a környezetbe, de jelentős forrás lehet az illegális hulladéklerakás, a közlekedés, vagy akár a települési csapadékelvezetés is.

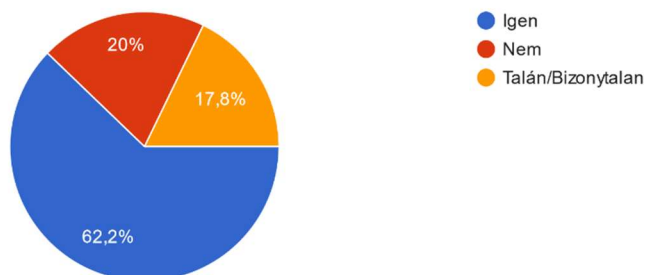
Az elmúlt 1-2 évben találkozott-e a médiában olyan hírrel amely a szerves mikroszennyezők (pl. gyógyszermaradványok, növényvédőszer, stb.) környezeti károsításáról szól?

320 válasz



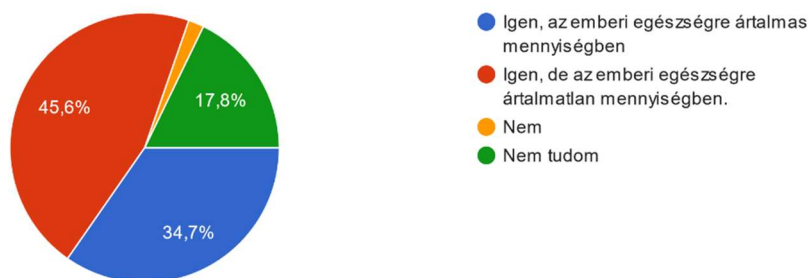
Az elmúlt 1-2 évben találkozott-e a médiában olyan hírrel amely a szerves mikroszennyezők (pl. gyógyszermaradványok, növényvédőszer, stb.) ivóvízben való előfordulásáról szól?

320 válasz



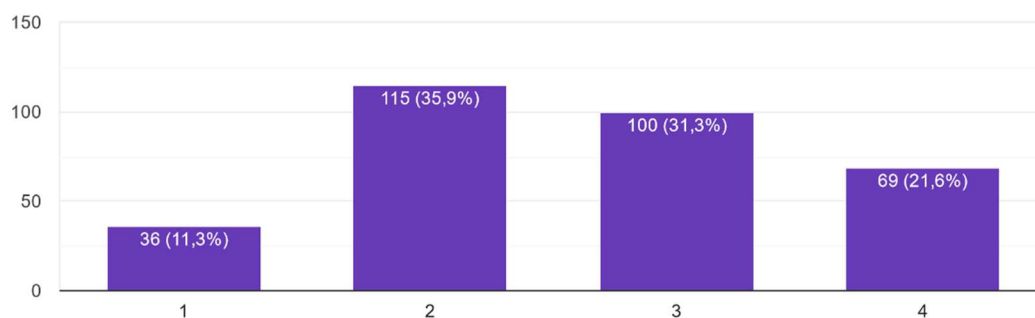
Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben szerves mikroszennyezők?

320 válasz



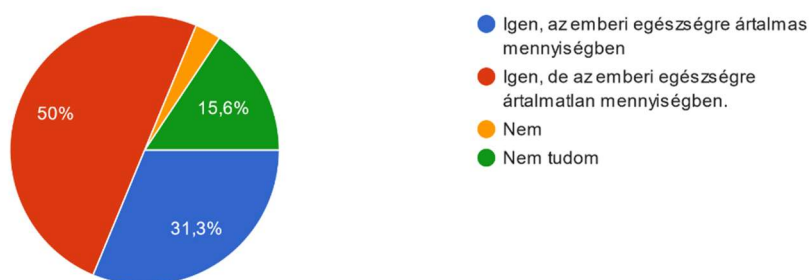
Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló szerves mikroszennyezők hatással lehetnek az ön egészségére? (1 - egyáltalán nem, 4 - nagy mértékben)

320 válasz



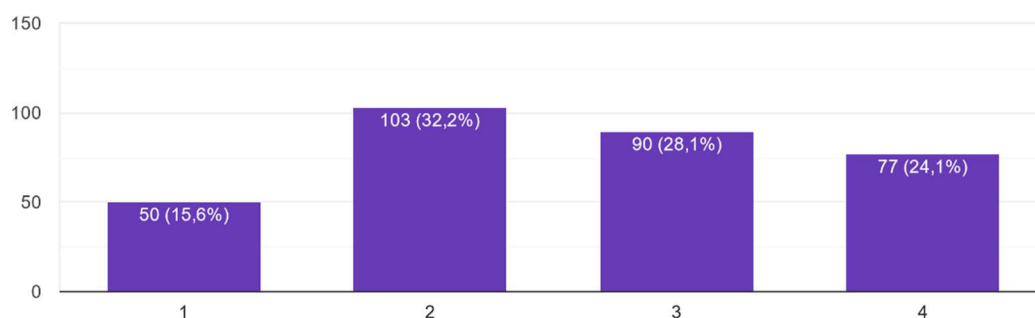
Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben gyógyszermaradványok?

320 válasz



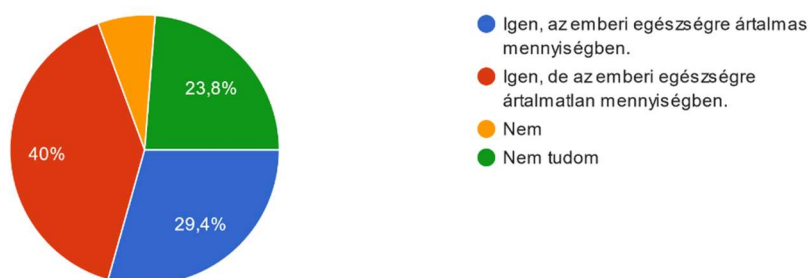
Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló gyógyszermaradványok hatással lehetnek az ön egészségére? (1 - egyáltalán nem, 4 - nagy mértékben)

320 válasz



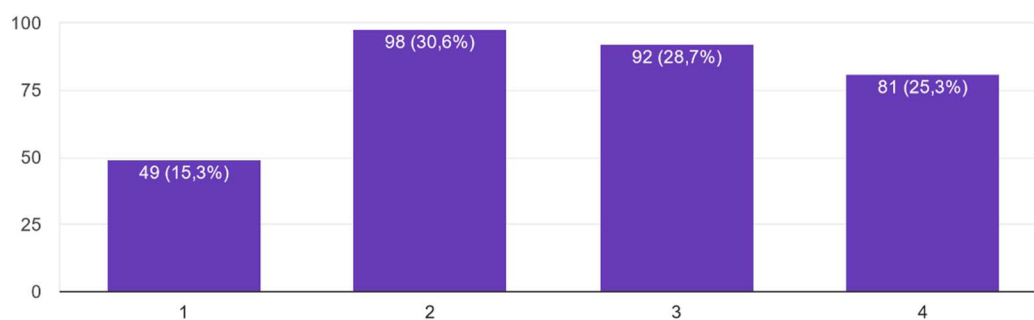
Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben növényvédőszer?

320 válasz



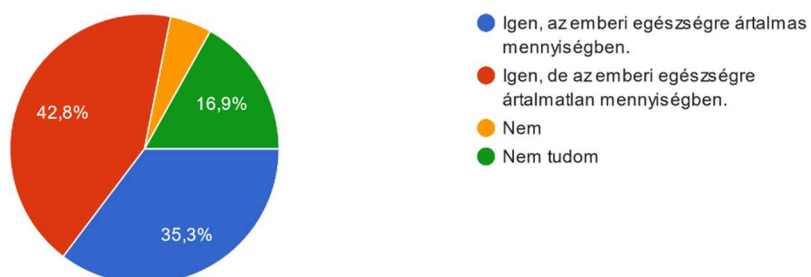
Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló növényvédőszer hatással lehetnek az ön egészségére? (1 - egyáltalán nem, 4 - nagy mértékben)

320 válasz



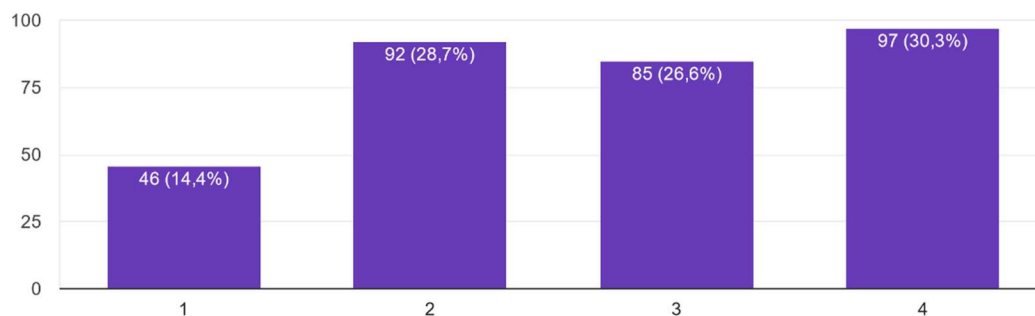
Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben hormonok, vagy szintetikus hormonkészítmények (pl. szteroidok, fogamzásgátlók, stb.)?

320 válasz



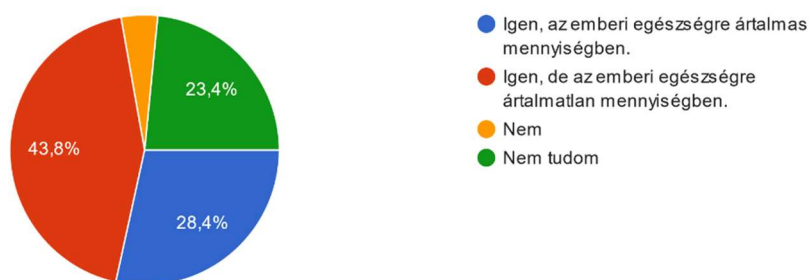
Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló hormonok és szintetikus hormonkészítmények (pl. szteroidok, fogamzásgátl...sége)? (1 - egyáltalán nem, 4 - nagy mértékben)

320 válasz



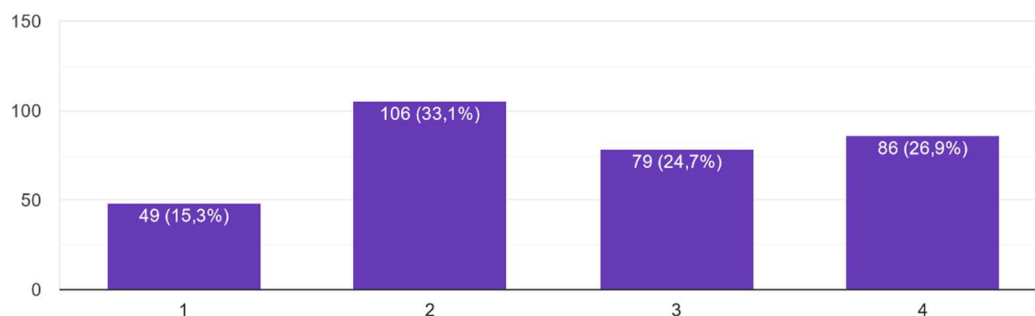
Ön szerint előfordulnak-e a hazai ivóvízben mikroműanyagok?

320 válasz

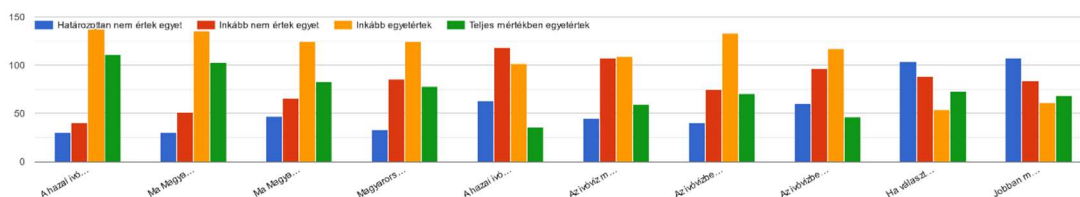


Mennyire tart attól, hogy a hazai ivóvízben előforduló mikroműanyagok hatással lehetnek az ön egészségére? (1 - egyáltalán nem, 4 - nagy mértékben)

320 válasz

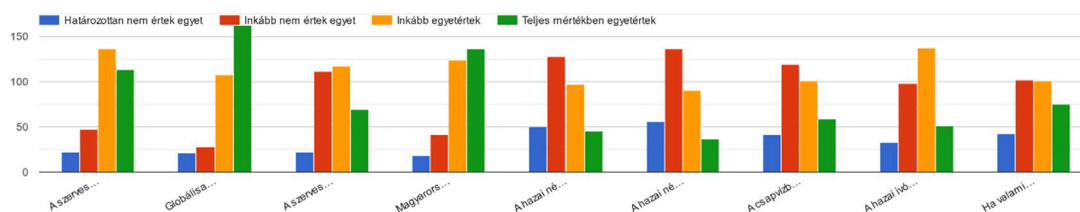


Saját tapasztalatai és véleménye alapján mennyire ért egyet az alábbi állításokkal?



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

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



1. A szerves mikroszennyezők globálisan már most jelentős kockázatot jelentenek az ivóvízre.
2. Globálisan a szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázata a következő évtizedekben növekedni fog.
3. A szerves mikroszennyezők Magyarországon már most jelentős kockázatot jelentenek az ivóvízre.
4. Magyarországon a szerves mikroszennyezők ivóvízre gyakorolt kockázata a következő évtizedekben növekedni fog.
5. A hazai népesség körében előforduló betegségek (pl. rák, meddőség, stb.) egy részéért a csapvízben előforduló szerves mikroszennyezők tehetők felelőssé.
6. A hazai népesség körében előforduló, gyermekeket érintő betegségek (pl. rák, fejlődési rendellenességek, stb.) egy részéért a csapvízben előforduló szerves mikroszennyezők tehetők felelőssé.
7. A csapvízben előforduló női hormonok és a fogamzásgátlókból származó szintetikus hormonkészítmények a hazai népesség körében a férfiak egészséges hormonális működésére hatással vannak.
8. A hazai ivóvízben a szerves mikroszennyezők koncentrációját a hatóságok folyamatosan vizsgálják.
9. Ha valamilyen szennyezőanyag az ivóvízben kockázatos koncentrációban lenne jelen, a hatóságok nem engedélyeznék a fogyasztását.

A kérdőív végére értünk. Kérem kattintson a "Küldés" gombra!

Köszönöm, hogy kitöltötte ezt a kérdőívet, ezáltal hozzájárult kutatásom előrehaladásához! Ha esetleg bármilyen észrevétele, megjegyzése van a kérdőívvel, vagy az ivóvíz témakörével kapcsolatban, itt most leírhatja nekem.