

Nemzeti
Közzszolgálati
Egyetem
Vízstudományi Kar

Szerkesztette
Knisz Judit
Vadkerti Edit

SZERVES MIKROSZENNYEZŐK A KÖRNYEZETBEN



SZÉCHENYI  2020



MAGYARORSZÁG
KORMÁNYA

Európai Unió
Európai Szociális
Alap



BEFEKTETÉS A JÖVŐBE

Szerves mikroszennyezők a környezetben

Szerves mikroszennyezők a környezetben

Szerkesztette:
Knisz Judit és Vadkerti Edit



LUDOVIKA
EGYETEMI KIADÓ

Budapest, 2021

A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap (ESZA) társfinanszírozásával valósul meg
(a támogatási szerződés száma: EFOP-3.6.1-16-2016-00025, projekt címe:
A vízgazdálkodási felsőoktatás erősítése az intelligens szakosodás keretében).

Szerzők:

Goda Zoltán
Kaluzsa Anikó
Karches Tamás
Knisz Judit
Mátrai Ildikó †
Salamon Endre
Vadkerti Edit
Vas László

Szerkesztette:

Knisz Judit és Vadkerti Edit

Lektorálta:

Maász Gábor, ÖK Balatoni Limnológiai Intézet
Palotai Zoltán, Wessling Hungary Kft.
Szigeti Tamás, Wessling Hungary Kft.

Az ábrák szerkesztésében részt vett:

Dalkó Ilona
Tafner Kitty
Goda Zoltán
Knisz Judit

Kiadja a Nemzeti Közszerkesztési Egyetem
Ludovika Egyetemi Kiadó Iroda
A kiadásért felel: Koltay András rektor

Székhely: 1083 Budapest, Ludovika tér 2.
Kapcsolat: kiadvanyok@uni-nke.hu

Felelős szerkesztő: Inzsöl Kata
Olvasószerkesztő: Kutas Éva
Korrektor: Bujdosó Hajnalka
Tördelőszerkesztő: Kőrösi László

Nyomdai kivitelezés: Nemzeti Közszerkesztési Egyetem

DOI: https://doi.org/10.36250/00896_00

ISBN 978-963-531-390-7 (nyomtatott)
ISBN 978-963-531-391-4 (elektronikus PDF) | ISBN 978-963-531-392-1 (ePub)

© A szerkesztők, 2021
© A szerzők, 2021
© A kiadó, 2021

Minden jog védve.

Tartalom

<i>A kötet szerzői</i>	9
Előszó	
A szerves mikroszennyezők fogalma, csoportosítása és főbb forrásai (Knisz Judit)	
A mikroszennyezők fogalma	13
A szerves mikroszennyezők csoportosítása és forrásai	15
Fejezetzáró kérdések	16
A szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos kémiai ismeretek áttekintése (Mátrai Ildikó, Salamon Endre)	
Csoportosítás, elnevezés	17
A szerves vegyületek felépítése	17
<i>Funkciós csoportok</i>	17
<i>Csoportosítás</i>	18
<i>Elnevezés</i>	18
Fizikai és kémiai tulajdonságok	18
<i>Illékonyság</i>	19
<i>Oldhatóság, gőznyomás, megoszlási hányados</i>	19
<i>Adszorpció képesség</i>	20
<i>Sav-bázis tulajdonság, kémhatás, pH</i>	20
<i>Oxidációs állapot, redoxipotenciál, potenciál-pH diagram</i>	21
<i>Stabilitás, reakciókészség</i>	21
<i>Szín</i>	22
Kémiai folyamatok	22
<i>Fotokémiai reakciók</i>	22
<i>Redoxireakciók</i>	22
<i>Hidrolízis</i>	23
<i>Biokémiai reakciók</i>	23
Fejezetzáró kérdések	24
A szerves mikroszennyezők környezetbe jutása. Sorsuk a környezetben (Knisz Judit, Vadkerti Edit)	
A mikroszennyezők környezetbe jutása	25
A szerves mikroszennyezők sorsa a környezetben	27
<i>Atmoszférikus áramlás</i>	28
<i>Adszorpció az üledékhez és a lebegő részecskékhez</i>	28
<i>Fotokémiai átalakulás vizes környezetben</i>	29
<i>Direkt fotokémiai átalakulás</i>	29
<i>Indirekt fotokémiai átalakulás</i>	30
<i>Biodegradáció</i>	30
<i>A mikroszennyezők abszorpciója</i>	31
<i>A mikroszennyezők eloszlása a szervezetben</i>	33
<i>A szerves mikroszennyezők raktározása, felhalmozódása</i>	34
<i>A mikroszennyezők metabolizmusa, eliminációja</i>	36
Fejezetzáró kérdések	37

A szerves mikroszennyezők hatása a környezetre és az egészségre
(Knisz Judit, Vadkerti Edit)

A szerves mikroszennyezők toxikus hatásmechanizmusa	39
Koktélhatás	40
Az endokrin rendszert károsító anyagok (EDC-k)	40
Működési mechanizmus	41
A szerves mikroszennyezők káros hatása a vízi környezetre és a táplálékláncre	43
A mikroszennyezők toxikus hatásának meghatározása	44
<i>Ökotoxikológiai tesztek</i>	45
Fejezetzáró kérdések	47

A szerves mikroszennyezők sorsa a szennyvíztisztítóknakban
(Knisz Judit, Karches Tamás)

A mikroszennyezők eltávolításának alapvető módjai	49
Fizikai eltávolítás	50
Biológiai lebontás	51
Kémiai elimináció	52
A szerves mikroszennyezők eltávolítási hatékonysága a különböző szennyvíztisztító rendszerekben	53
<i>CAS- és MBR-rendszerek</i>	53
<i>Úszóágyas biofilm reaktorok (MMBR)</i>	54
<i>Algatavak</i>	54
<i>Természetközeli szennyvíztisztítók</i>	55
<i>Mikroszennyezők eltávolítása a szennyvíziszapból</i>	55
Fejezetzáró kérdések	58

Szerves mikroszennyezők előfordulása az ivóvízbázisokban és az ivóvízben
(Goda Zoltán)

Szerves mikroszennyezők előfordulása felszíni ivóvízbázisokban	59
Szerves mikroszennyezők előfordulása felszín alatti ivóvízbázisokban	60
Mikroszennyezők jelenlétének vizsgálata budapesti vízbázisokon	63
Szerves mikroszennyezők eltávolítása az ivóvíztisztítás során	64
<i>Derítés</i>	64
<i>Adszorpció: aktív szén alkalmazása</i>	65
<i>Klórozás</i>	65
<i>Ózonozás</i>	66
<i>Kombinált oxidációs folyamatok UV, Cl₂/UV, UV/O₃</i>	66
<i>Membrántechnológiák</i>	66
Fejezetzáró kérdések	67

Mikroszennyezők jogi szabályozása
(Vas László, Kaluzsa Anikó, Vadkerti Edit)

A környezeti elemek védelmére vonatkozó jogszabályok	69
Nemzetközi környezet- és vízjog	70
Nemzetközi szabályozás	70
<i>Stockholmi Egyezmény</i>	70
<i>Rotterdami Egyezmény</i>	72

EU-s szabályozások	73
Magyar szabályozások	74
Fejezetzáró kérdések	75
A szerves mikroszennyezők kockázatbecslése (Goda Zoltán)	
A kockázatbecslés alapjai	77
A kockázatbecslés módszerei szerves mikroszennyezők esetében	77
Összefoglalás	79
Fejezetzáró kérdések	80
A szerves mikroszennyezők mérése a környezetben (Salamon Endre)	
A mérési módszerek minősítése	81
A szerves mikroszennyezők kimutatására használható módszerek	82
<i>Spektroszkópiai módszerek</i>	82
<i>IR fotometria</i>	83
<i>Lumineszcens spektroszkópia</i>	83
<i>Termoanalitikai módszerek</i>	84
<i>Elektrokémiai módszerek</i>	84
<i>Tömegspektrometria</i>	84
<i>Kromatográfiás módszerek</i>	85
<i>Gázkromatográfia</i>	86
<i>Folyadékkromatográfia</i>	86
Minták előkészítése	87
Fejezetzáró kérdések	87
<i>Bibliográfia</i>	89
<i>Rövidítések jegyzéke</i>	95

[Vákát oldal]

A kötet szerzői

Goda Zoltán, NKE VTK, Vízellátási és Csatornázási Tanszék

Kaluzsa Anikó, NKE, Katonai Műszaki Doktori Iskola

Karches Tamás PhD, NKE VTK, Vízépítési Tanszék

Knisz Judit PhD, NKE VTK, Vízellátási és Csatornázási Tanszék

Mátrai Ildikó PhD †, NKE VTK, Vízellátási és Csatornázási Tanszék

Salamon Endre, NKE VTK, Vízellátási és Csatornázási Tanszék

Vadkerti Edit PhD, NKE VTK, Vízellátási és Csatornázási Tanszék

Vas László, NKE VTK, Vízépítési Tanszék

[Vákát oldal]

Előszó

Napjainkban a szintetikus, szerves anyagok széles körét gyártjuk hatalmas mennyiségben, felhasználásuk széles spektrumot ölel fel, az élelmiszer-termeléstől és -tartósítástól kezdve az ipari termelésen át a humán- és állatgyógyászatig. A II. világháború óta az antropogén eredetű kémiai szerek előállítására az 1 millió tonnáról évi 400 millióra emelkedett. A vegyi anyagok használatával párhuzamosan számos anyag káros hatására is fény derült. Ez a folyamat erős lendületet kapott Rachel Carson *Néma tavasz* című korszakalkotó könyvének megjelenését követően, amelyben a biológus felhívta a figyelmet arra, hogy a növényvédő szerek kontrollálatlan használata visszafordíthatatlan folyamatokat okoz az ökoszisztémában, és beláthatatlan hatásai lehetnek az emberi szervezetre.

A lakosságban egyre jobban nő a tudatosság és az igény az ökoszisztéma és az egészség megvédésére, egyre többen ismerik fel a kémiai szennyezés csökkentésének fontosságát. Azonban a tudatosságnak és a veszélyek felismerésének nem szabad félelemkeltésbe és a kémiai szerek démonizálásába átsapnia. A kémia és az orvostudomány számos olyan eredményt hozott, amelyekkel emberek millióit mentették meg, csak példaként említhetjük az oltások hatékonyságát, a penicillin felfedezését. Fontos megtalálni az egészséges egyensúlyt az ember által létrehozott mesterséges anyagok használata és környezetünk egészségének fenntartása között. Ehhez kellő ismerettel kell rendelkezünk a minket körülvevő környezetről és a benne található szennyező anyagokról, köztük az utóbbi időben komoly aggodalmakat okozó szerves mikroszennyezőkről. Jelen jegyzet egy két kötetből álló tananyag I. kötete, amely a szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos alapismereteket foglalja össze. A jegyzet a Nemzeti Közzolgálati Egyetem Víztudományi Karának alapképzésében részt vevő hallgatók számára készült, és a *Szerves mikroszennyezők a környezetben* című szabadon választható tárgy teljesítéséhez szükséges tudásanyagra korlátozódik. A tananyag feltételez kémiai, biológiai, szennyvíztisztítási alapismereteket, azonban a szerzők igyekeztek a témaköröket úgy bemutatni, hogy előképzettség nélkül is könnyen érthetők legyenek. Biztatjuk az egyes témákban elmélyülni kívánó hallgatókat, hogy használják az elektronikus formában ingyenesen elérhető *Szerves mikroszennyezők a vizekben* című tankönyvet, amely a jelen jegyzetben megtalálható ismeretanyagon túl ábrákkal, hazai és nemzetközi példákon keresztül, mélységében tárgyalja a szerves mikroszennyezők kérdéskörét.

Baja, 2020. június

Knisz Judit

[Vákát oldal]

A szerves mikroszennyezők fogalma, csoportosítása és főbb forrásaik

A mikroszennyezők fogalma

Amikor környezeti szennyező anyagokról beszélünk, számos fogalommal kerülhetünk kapcsolatba, ezeket gyakran egymás helyettesítésére is használják, sokszor helytelenül. Az alábbiakban először a mikroszennyezőkkel és a környezeti szennyező anyagokkal kapcsolatos fogalmakat ismertetjük.

A *környezeti szennyező anyagok* azokat az anyagokat foglalják magukba, amelyek a környezetbe (legalább részben) emberi tevékenység hatására kerülnek, és veszélyt jelentenek az élő szervezetre, illetve az ökoszisztémára. Három faktor határozza meg a szennyező anyag káros hatásának súlyosságát: kémiai tulajdonsága, koncentrációja és a környezetben való tartós fennmaradása (perzisztenciája). Egyes szennyező anyagok biológiailag lebomlanak, így nem maradnak meg hosszú távon a környezetben.

A környezetszennyezés a környezet valamely elemének a kibocsátási határértéket meghaladó terhelése az 1995. évi LIII. törvény alapján [1]. A környezetszennyezés a környezetet, illetve az embert közvetve vagy közvetlenül veszélyeztető, károsító tevékenység, amely valamely környezeti elem (talaj, víz, levegő, élővilág stb.) fizikai, kémiai vagy biológiai szennyeződését, károsodását eredményezi.

A *xenobiotikum* szó a görög *xenos* (idegen) szóból származik. A xenobiotikum kifejezés minden olyan szerves és szervetlen anyagot magában foglal, amely az adott élőlény számára idegen, az élőlények (illetve egy adott faj) evolúciója során kialakult anyagcsere-útvonalakba nem illeszkedik (például toxikus fémek, gyógyszerek, perzisztens szerves szennyező anyagok), nem szükséges a normál élettani és biokémiai funkciók, valamint a homeosztázis fenntartásához [2, 3, 4, 5].

A xenobiotikumok többnyire mérgező anyagok, eredetüket tekintve lehetnek természetesek (például az alapkőzetből származó arzén, a toxinok, a gombák által termelt antibiotikumok) vagy antropogén anyagok (például az ipari eredetű ólom, szintetikus gyógyszerek, rovarölő szerek).

Azok a toxikus anyagok, amelyek egy adott élőlény számára nem idegenek, nem számítanak xenobiotikumnak. Például a méhek mérgében található hisztamin az emberi szervezet is termeli, képes azt metabolizálni, így az ember számára nem xenobiotikum.

Azokat a szennyező anyagokat, amelyek a környezetben nagyon alacsony koncentrációban találhatók meg, *mikroszennyezőknek* nevezzük. A mikroszennyező kifejezésben a „mikro” előtag arra utal, hogy literenként csupán mikrogrammnyi mennyiségben vannak jelen, esetenként azonban az 1 ng/l koncentrációt sem érik el. Kémiai csoportosítás szerint szerves és szervetlen mikroszennyezőket különböztetünk meg. *Szervetlen mikroszennyezők* lehetnek a nehézfémek, az arzén, a cianidok és vegyületeik. A *szerves mikroszennyezők* olyan biológiailag nehezen lebontható, gyakran perzisztens, bioaktív (az élő sejtekre, szövetekre hatást kifejtő) anyagok, amelyek nagyon alacsony koncentrációban – kevesebb, mint néhány µg/l – fordulnak elő a környezetben, és potenciálisan káros hatásúak a környezetre és/vagy az élő szervezetekre.

A szerves mikroszennyezők a konvencionális (hagyományos) szennyvíztisztítási eljárásokkal nem távolíthatók el. Sok közülük nem, vagy nagyon lassan bomlik le, és hosszú időn keresztül képes kifejteni káros hatást, ezeket tartósan megmaradó vagy *perzisztens szerves szennyező anyagoknak* (POP) nevezzük [6]. Jellemzőik:

- erősen mérgező;
- perzisztens, azaz csak nagyon lassan bomlik le a környezetben nem veszélyes anyagokká;
- nagy távolságra szállítható, a légkörben, a vizekben és egyes élőlények szöveteiben, így országhatárokon áterjedő hatással is számolni kell;
- bioakkumulatív, azaz felhalmozódik az élőlények zsírszöveteiben.

Ezen anyagok felezési ideje több mint egy hónap, de gyakran több év [7, 8]. Többségük halogénezett (főként poliklórozott), vízben kevésbé, zsírban jól oldódó anyag, ami elősegíti zsírszövetekben való felhalmozódásukat. Sok közülük rákkeltő (karcinogén) hatású [9].

A nem perzisztens mikroszennyezők esetében a gyors lebomlást/átalakulást ellensúlyozza a folyamatos utánpótlódásuk [10]. A szerves mikroszennyezők alacsony koncentrációja miatt általában nem vonatkoznak rájuk környezetminőségi határértékek [11].

A makroszennyezők nagyobb mennyiségben (mg/l) fordulnak elő a környezeti elemekben, savakat, sókat, növényi tápanyagokat, szerves anyagokat foglalnak magukban. A hatás a mikro- és a makroszennyező között nehezen szabható meg, gyakran az adott helytől, szituációtól függ.

A fejlődő analitikai módszereknek köszönhetően egyre több szennyező anyag kimutatására van lehetőség, így újabb és újabb anyagokról derül ki, hogy nagyon alacsony koncentrációban ugyan, de megtalálhatók a környezetben, és potenciálisan káros hatásúak lehetnek, ezeket *új szennyezőknek* nevezzük. Az angol szakirodalom ezeket *emerging pollutants* (EP, új szennyezők), *emerging organic contaminants* (új szerves szennyezők) vagy *contaminants of emerging concern* (CEC, növekvő aggodalomra okot adó szennyezők) kifejezéssel illeti; az *emerging* szó a felszínre kerülésre, felbukkanásra, a *concern* (aggodalomra okot adó) pedig a feltételezett veszélyre utal. A jegyzet során az új szennyezők rövidítésére az angol nyelvből származó CEC rövidítést használjuk. Az angol nyelv találoan vonja terminusba azokat az újonnan kimutatható szintetikus vagy természetesen előforduló szennyező anyagokat, amelyek nem esnek szabályozás alá és nem részei a rutin monitoringprogramoknak, nincsenek rá környezetminőségi határértékek [12], de potenciális káros hatásuk és/vagy perzisztens tulajdonságuk miatt aggodalomra adnak okot, és megfelelő bizonyíték esetén környezeti előfordulásukat szabályozni fogják [13].

Az új szennyezők nem feltétlenül az utóbbi évek környezetkárosító hatásainak következtében jutottak a környezetbe, gyakran hosszú időn keresztül, folyamatosan kerülnek a környező vizekbe, talajba, de az analitika nem volt olyan fejlettségi szinten, hogy az alacsony koncentrációban található szennyező anyagokat is képes legyen detektálni. Más esetekben új kémiai anyagok szintézise, vagy a már meglévők felhasználásában, kibocsátásában bekövetkezett változás jelent újabb, potenciális veszélyt a környezetre. Tehát az új szennyezők kategória a környezetvédelmi szempontból új, aggályos vegyületeket foglalja magába. Ezen anyagok listája folyamatosan változik, új anyagok jelennek meg, illetve a korábban új szennyezőként számontartott anyagokról született tudományos eredmények hatására szabályozásuk időközben megtörténik, így azokat már nem sorolják az új szennyezők közé, és *hagyományos szennyezőknek* nevezik.

Az elmúlt évtizedekben a jogi szabályozások következtében a környezetminőségi határértékel szabályozott szennyező anyagok kibocsátása jelentősen lecsökkent, aminek eredményeként a figyelem elsősorban a nehezebben kimutatható, alacsonyabb koncentrációban megtalálható szennyező anyagokra terelődött. Emiatt, számos forrás külön kezeli az:

1. *új szennyezőket* (CEC) és a
2. *hagyományos szennyezőket*:
 - a) a perzisztens, bioakkumulatív, toxikus kémiai anyagokat (PBT),
 - b) a nagyon perzisztens, nagyon bioakkumulatív (*very persistent very bioaccumulative* – vPvB) anyagokat és
 - c) a perzisztens szerves szennyezőket (POP, *persistent organic pollutant*), vagy ahogy az Amerikai Környezetvédelmi Ügynökség (EPA) nevezi azokat, a bioakkumulatív, aggodalomra okot adó kémiai anyagokat (BCC, *bioaccumulative chemicals of concern* [14]).

Az Európai Bizottság 2005-ben megalapította az új szennyezők európai hálózatát, NORMAN Network elnevezéssel [13]. Az új szennyezők több mint 20 csoportját határozza meg, amelybe 2018-ban 1036 különböző szerves és szervetlen új szennyezőt soroltak [15].

Jelen jegyzetben mind az új szennyezőkkel, mind a már ismert és határértékkel rendelkező szerves mikroszennyezőkkel foglalkozunk, amelyeket együttesen a továbbiakban szerves mikroszennyezőként említünk.

A szerves mikroszennyezők csoportosítása és forrásai

A szerves mikroszennyezők többféleképpen kategorizálhatók. A csoportosítás történhet

- eredet szerint,
- a kibocsátási ágazat szerint (háztartás, ipar, mezőgazdaság, kereskedelem),
- kémiai tulajdonságok (szerves, szervetlen, illékony, nem illékony stb.) szerint.

Jelen jegyzetben a szerves mikroszennyezőkkel foglalkozunk, azok eredet szerinti csoportosítását alkalmazzuk. Fontos hangsúlyozni, hogy bármilyen csoportosítást alkalmazunk, a csoportosítás nem tökéletesen diszjunkt, mivel gyakran átfedések vannak az egyes csoportok között, illetve vannak olyan vegyületek, amelyek több csoporthoz is tartozhatnak. Így például a poliklórozott bifenileket (PCB) sorolhatnánk az égésgátlókhoz vagy a lágyítókhoz, mivel rendelkeznek ezen tulajdonságokkal, ám összetett tulajdonságuk miatt mi most az „egyéb ipari kemikáliumok” közé soroljuk. Mindig a cél határozza meg, hogy milyen csoportosítási szempontot alkalmazunk. A szerves mikroszennyezők főbb csoportjai [16]:

1. Gyógyszermaradványok (PC)
 - a) Humán- és állati gyógyszerek
 - b) Illegális pszichoaktív szerek
2. Kozmetikai és testápoló szerek (PCP)
3. Rezisztenciagének
4. Peszticidek
5. Életviteli termékek és étel-miszer-adalékanyagok
6. Felületaktív anyagok
7. Fertőtlenítési melléktermékek
8. Égési melléktermékek
9. Egyéb ipari eredetű vegyületek
 - a) Poliklórozott bifenilek (PCB)
 - b) Biszfenolok
 - c) Per- és polifluorozott alkilezett vegyületek (PFAS)
 - d) Lágyítószer

- e) Égégsgátlók
 - f) Nanorészecskék
 - g) Üzemanyag-adalékok
10. Toxinok
 11. Fémorganikus vegyületek

Fejezetzáró kérdések

1. Mit nevezünk mikroszennyezőnek?
2. Mit nevezünk xenobiotikumnak?
3. Mi jellemző az új szennyezőkre (CEC-k)?
4. Milyen kategóriák szerint lehet a mikroszennyezőket csoportosítani?
5. Mely szennyezőkre nincsenek határértékek?
6. Mi a *perzisztens* szó jelentése?

A szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos kémiai ismeretek áttekintése

A szennyező anyagok veszélyt jelentenek az élő szervezetekre, valamint az ökoszisztémára. Alapvetően három tényező határozza meg egy szennyező anyag káros hatásának súlyosságát: az anyag koncentrációja, a kémiai tulajdonsága, a környezetben való tartós fennmaradása.

A „mikro” prefixum (előtag) arra utal ezen szennyezőanyag-csoportnak a nevében, hogy csupán $\mu\text{g/l}$ koncentrációban ($1 \mu\text{g/l} = 10^{-6} \text{ g/l}$) kifejezhető mennyiségben vannak jelen a környezetben (például felszíni vizekben, felszín alatti vizekben, talajban), azonban esetenként még a ng/l ($1 \text{ ng/l} = 10^{-9} \text{ g/l}$) koncentrációt sem érik el.

Csoportosítás, elnevezés

Kémiai szempontból a mikroszennyezők alapvetően két csoportba sorolhatók: szervetlen (1), szerves (2) mikroszennyezők. A szervetlen mikroszennyezők lehetnek elemek (például fémhigany), valamint vegyületek (például higanyvegyületek, arzénvegyületek, kadmiumvegyületek). Mivel a szerves anyagok közé a szén vegyületei tartoznak – kivéve a szén-monoxidot, a szén-dioxidot, a szénsavat és sóit (karbonátok, hidrokarbonátok), a kéksavat (HCN) és sóit (cianidok), a ciánsavat (HOCN) és sóit (cianátok), a karbidokat (például CaC_2) –, a szerves mikroszennyezők közé sem sorolható be minden, a környezetben kis mennyiségben megtalálható széntartalmú szennyező anyag. A környezetben kimutatott szerves mikroszennyezők száma lényegesen nagyobb, mint a szervetleneké.

A szerves vegyületek felépítése

A szerves mikroszennyező anyagok vizsgálatához elkerülhetetlen a felépítésükkel és szerkezetükkel kapcsolatos alapfogalmak ismerete. A szerves vegyületekben leggyakrabban előforduló atomokat organogén elemeknek nevezzük, ezek: C, H, O, N, S, P és a halogének (F, Cl, Br, I). A szerves vegyületekre általában a szén és az organogén elemek közötti kovalens kötések jellemzőek. Azt a vegyületet, amelyben a szénatomhoz kovalens kötással egy nem organogén elem (például Hg, As, Si, Cd, Sn) kapcsolódik, elemorganikus vegyületnek nevezzük, például ilyenek a fémorganikus vegyületek, de nem soroljuk ide a karbidokat, például CaC_2 [17].

A biogén elemek köre ennél sokkal szélesebb (30 körül van a számuk), ideértjük azon elemeket, amelyek atomjai előfordulhatnak a szerves vegyületekben.

Funkciós csoportok

A szerves vegyületek esetében funkciós csoportnak azt a heteroatomot, illetve heteroatomokat tartalmazó molekularészt nevezzük, amely elsősorban meghatározza az adott vegyület

tulajdonságait (enélkül szénhidrogén lenne és akként is viselkedne). A funkciós csoportoknak jelentős szerepük van a szerves vegyületek elnevezésében.

Az igen sokféle funkciós csoportot legkönnyebben az összetételük alapján csoportosíthatjuk:

- szénhidrogéncsoportok: alkil (például metil, etil), aril (például fenil);
- halogénezett csoportok: halogenid (például klorid, fluorid);
- oxigéntartalmú csoportok: hidroxil, oxo, aldehid, észter, peroxid;
- nitrogéntartalmú csoportok: amid, amin (amely lehet primer, szekunder, terciér), azid, azo, cianát, cianid, nitro, nitrozo;
- kéntartalmú csoportok: tiol, tioéter, diszulfid, szulfonsav, tiocianát (más néven rodanid).

Csoportosítás

A szerves vegyületek kémiai csoportosítása többféle szempont szerint is történhet, a leggyakrabban az összetétel, az alapváz és a funkciós csoport szerinti tagolás közös alkalmazása, amely szerint a fontosabb csoportok:

- szénhidrogének, ezen belül: nyílt láncú szénhidrogének (alkánok, alkének, alkinek), aliciklusos szénhidrogének (cikloalkánok, cikloalkének), aromás szénhidrogének;
- oxigéntartalmú szerves vegyületek, ezen belül: hidroxivegyületek (alkoholok, fenolok), oxovegyületek (aldehidek, ketonok, karbonsavak, észterek), éterek;
- nitrogéntartalmú szerves vegyületek, ezen belül: aminok, amidok, aminosavak;
- halogéntartalmú szerves vegyületek;
- elemorganikus és fémorganikus vegyületek;
- makromolekulás szerves vegyületek, ezen belül: szénhidrátok, lipidek, fehérjék, nukleinsavak, műanyagok.

Elnevezés

A szerves vegyületek elnevezésére gyakran alkalmazzák a köznapi nyelvben is használatos triviális (más néven tradicionális) neveket. Ezek előnye, hogy általában rövidek, viszont nagy hátrányuk, hogy nincsenek kapcsolatban a szerves vegyület szerkezetével, így ezek a nevek nem utalnak a vegyületek funkciós csoportjaira és jellegzetes tulajdonságaikra. Az a célszerű, ha az elnevezés egyértelmű kapcsolatban van a vegyület szerkezetével, ilyenek a szisztematikus nevek. Ezeknél viszonylag könnyen, a névalkotás szabályainak ismeretében levezethető a névből a vegyület szerkezete. A szisztematikus elnevezések latin eredetű tudományos nevek, ezért nemzetközileg is elfogadottak, és a különböző anyanyelvű országokban is érthetők. A szerves kémiai nevezéktanban a szisztematikus elnevezések közül az úgynevezett szubsztitúciós (helyettesítéses) neveket használják a leggyakrabban.

Fizikai és kémiai tulajdonságok

Egy vegyület sorsa a környezetben (stabilitása, átalakulása, szállítódása) nagymértékben függ az adott vegyület fizikai (például illékonyság, oldhatóság, megoszlási hányados, adszorpciós képesség) és kémiai tulajdonságaitól (például hidrofíl/hidrofób jelleg, oxidációs állapot, kém-

hatás, stabilitás), valamint a környezet tulajdonságaitól (például a vizek redoxipotenciálja, kémhatása, oldott- és lebegőanyag-tartalma; a talajok szerkezete, szorpciós folyamatai, kémhatása, nedvességtartalma).

Illékonyság

Az illékonyság (volatilitás) a folyékony, illetve szilárd halmazállapotú anyagoknak az elpárolgásra való készségét jelenti, amely az anyagok gőznyomásával függ össze.

A gőznyomás a gázfázis nyomása, amely egy adott hőmérsékleten egyensúlyt tart az anyag szilárd vagy folyékony halmazállapotú fázisa által gyakorolt nyomással. A szilárd és a folyékony anyagok hőmérsékletfüggő gőznyomással rendelkeznek, amit a Clausius–Clapeyron-egyenlet ír le.

A gázkeverékekben minden gáz saját parciális nyomással rendelkezik. Az illékony szerves vegyületek nagy gőznyomással rendelkeznek, szobahőmérsékleten és normál légköri nyomáson könnyen gázfázisba kerülnek. A nagy gőznyomás mellett kis vízdoldhatóság is jellemzi őket.

Az EU-ban használt meghatározás szerint a VOC (*volatile organic compounds*, vagyis illékony szerves vegyületek) közé a 240 °C forráspont alatti komponensek tartoznak, amelyeknek gőznyomása 20 °C-on nagyobb 0,01 kPa-nál. A WHO a VOC-ken belül megkülönbözteti a kifejezetten illékony szerves vegyületeket (VVOC, *very volatile organic compounds*), amelyek forráspontja 100 °C alatti; továbbá közepesen illékony szerves vegyületeknek (SVOC, *semi volatile organic compounds*) tekinti a 260 °C és 380 °C közötti forráspontúakat.

Oldhatóság, gőznyomás, megoszlási hányados

Oldhatóság alatt a telített oldat koncentrációját értjük. Az oldhatóság függ az oldandó anyag és az oldószer anyagi minőségétől, a hőmérséklettől, valamint gáz oldódása esetén a komponens parciális nyomásától. A vízben való oldódás lehet tisztán fizikai folyamat, de bekövetkezhet kémiai reakció is (például elektrolitos disszociáció, sav-bázis reakció).

A gázok tisztán fizikai oldódását folyadékokban abszorpciónak (beoldódásnak) nevezzük, amely korlátozott, a gázok nagy többségénél kismértékű. A gázoknak egy folyadékban való oldhatóságát az oldott és a nem oldott gáz közötti egyensúly határozza meg, Henry törvénye szerint.

A gázok oldhatósága csökken a hőmérséklet emelésével, vagyis kellően magas hőmérsékleten a gáz a folyadékból kiűzhető. Különböző anyagok (például szerves sók) harmadik komponensként az oldathoz adva a vízben oldott gázokra kisőző hatást gyakorolnak, vagyis csökkentik a gáznak a vízben való oldódását.

Folyadékok egymásban való oldhatósága a folyadékok anyagi minőségétől és a hőmérséklettől függ. Vannak egymásban gyakorlatilag korlátlan mértékben oldódó folyadékok (például etanol és víz, benzol és toluol), és vannak egymásban egyáltalán nem oldódók (például éter és víz). A folyadékok kölcsönös oldhatósága egymásban annál nagyobb, minél hasonlóbb a szerkezetük (hasonló a hasonlóban elv), vagyis a poláros anyagok poláros oldószerben (például víz), az apoláros anyagok apoláros oldószerben (például éter, olaj, szén-tetraklorid) oldódnak jól. Egy vegyület oldószerkedvelő karakterét liofilnak, az oldószergyűlölőt liofóbnek nevezzük. Ha az oldószer a víz, akkor a hidrofíl és hidrofób, ha az oldószer egy apoláros szerves anyag (például zsír, olaj, éter, benzol), akkor a lipofíl és lipofób kifejezéseket használjuk. A szerves

mikroszennyezők esetében nagy jelentősége van a vízőldékony (hidrofil), illetve a zsíróldékony (lipofil) jellegnek. A lipofil karakter jellemzésére az oktanol-víz megoszlási hányadost (K_{ov}) használjuk, amely az oktanolos fázisban (hidrofób) mért koncentráció, és a vizes fázisban (hidrofil) mért koncentráció hányadosa. Így minél nagyobb a K_{ov} , annál zsíróldékonyabb (illetve annál kevésbé vízőldékony) a vegyület. A gyakorlatban a könnyebb összehasonlíthatóság érdekében az oktanol-víz megoszlási hányados logaritmusát alkalmazzák ($\log K_{ov}$).

A szilárd anyagok oldhatósága folyadékokban szinte mindig korlátozott, és nagymértékben függ az oldószer és oldandó anyag minőségétől. Állandó hőmérsékleten és nyomáson a telített oldat koncentrációja adott oldószerben állandó érték, független a szilárd anyag mennyiségétől és fizikai állapotától. A szilárd anyag mennyisége és szemcsemérete az oldandó anyag és az oldószer érintkezési határfelületét, így az oldódás sebességét határozza meg. A szilárd anyagok oldhatósága függ a hőmérséklettől: endoterm oldáshőjű anyagok esetében ($Q_o > 0$, vagyis amikor az oldódás során az oldat lehűl) a melegítés növeli az oldhatóságot, exoterm oldáshőjű anyagok esetében ($Q_o < 0$, vagyis amikor az oldódás során az oldat felmelegszik) a hűtés növeli az oldhatóságot.

Adszorpció képesség

Az adszorpció (felületi megkötődés) a gázok vagy folyadékok szilárd felületen való megkötődését jelenti. Az adszorpció lehet tisztán fizikai megkötődés, de a szilárd felület (adszorbens) és a megkötődő anyag (adszorptívum) között kémiai reakció is létrejöhet, ez esetben kemisorpcióról beszélünk. Az adszorpció mértéke az adszorbens fizikai és kémiai tulajdonságaitól (például fajlagos felület, felületi funkciók csoportok száma és jellege), valamint az adszorptívum sajátosságaitól függ (például funkciók csoportok száma és jellege, vízőldékonyság). Az adszorbent az adszorpció kapacitással, az adszorptívumot az adszorpció hajlammal jellemezhetjük. A deszorpció az adszorpcióval ellentétes irányú folyamat. A fizikai adszorpció egyik jellegzetes sajátossága a megfordíthatóság, ilyenkor az adszorpció és a deszorpció egymás mellett, ellentétes irányban játszódik le, és egyensúlyra vezet.

Sav-bázis tulajdonság, kémhatás, pH

Az egyes anyagok savas vagy bázisos jellege nemcsak a kémiai felépítésüktől függ (például szerves vegyületek esetében a savas vagy bázikus funkciók csoportoktól), hanem a kémiai rendszerben jelen lévő másik anyag sajátosságaitól is. Brønsted protolitikus elmélete szerint savak azok a vegyületek, amelyek proton (H^+ -ion) leadására képesek. Brønsted–Lowry elmélete szerint a protont felvenni képes vegyületek a bázisok. Hétköznapi értelemben azokat a vegyületeket nevezzük savnak, amelyek a vízmolekulának H^+ -iont adnak át, ezáltal a vizes oldat kémhatását savasabbá teszik (csökkentik a pH-t); a bázisok a vízben oldódva hidroxidiont (OH^- -iont) produkálnak, ezáltal a vizes oldat kémhatását lúgosabbá teszik (növelik a pH-t).

A kémhatás a vizes oldatok esetében definiált fogalom, amely az oldatban lévő oxóniumionok (H_3O^+ -ionok, tulajdonképpen a protonált vízmolekulák) és hidroxidionok arányától függ. A kémhatás egyszerűbb kifejezésére vezették be a pH (hidrogénion-kitevő, hidrogénion-exponens) fogalmát, amely az oldat oxóniumion-koncentrációjának tízes alapú negatív logaritmusát:

$$pH = -\lg[H_3O^+].$$

A savakat és bázisokat osztályozhatjuk viszonylagos erősségük alapján, amelyet a vizes oldatban bekövetkező disszociációjuk egyensúlyi állandójából (K , disszociációs állandó) származtatunk (pK , disszociációs exponens). Minél erősebb egy sav vagy bázis, annál nagyobb a disszociációjának mértéke, vagyis annál nagyobb a K és annál kisebb a pK (savak esetén pK_a , bázisoknál a pK_b jelölést használjuk).

Oxidációs állapot, redoxipotenciál, potenciál-pH diagram

Az atomok oxidációs állapotának a leírására vegyületeikben előjeles egész számokat rendelünk azokhoz az elektronegativitás és néhány alapszabály alapján. Ezek az oxidációs számok. Ha változik az oxidációs szám, akkor az oxidációt (elektronleadás miatti oxidációsszám-növekedést) vagy redukciót (elektronfelvétel miatti oxidációsszám-csökkenést) jelez. A szerves vegyületeknél az oxidációs számot általában nem alkalmazzuk, jelentősége a szerves vegyületeknél és a fémeket tartalmazó szerves vegyületeknél (például fémorganikus mikroszennyezők) van, mivel a különböző oxidációs számú fémeket tartalmazó vegyületek gyakran eltérő toxicitással rendelkeznek.

Stabilitás, reakciókészség

A talajban, a természetes vizekben, a szennyvizekben, illetve a biológiai rendszerekben az egyes vegyületek stabilitását, reakciókészségét, mobilitását, biológiai hozzáférhetőségét a redoxi- és a pH-viszonyok jelentősen befolyásolják. A különféle elemekre elkészített potenciál-pH diagramok (más néven Pourbaix-diagramok) a vizes elektrokémiai rendszer lehetséges stabil, egyensúlyi fázisait ábrázolják. Alkalmasak arra, hogy a rendszerben mért pH és redoxipotenciál értékpár alapján meghatározzuk a diagramon azt a pontot, amely az adott rendszerre jellemző, hogy ismeretében eldönthessük, hogy mely vegyületforma az előforduló. Azonban például a szerves arzénvegyületeket egyetlen ilyen diagramon sem találhatjuk meg. Ennek oka abban keresendő, hogy a szerves vegyületek stabilitása a környezet redoxipotenciálján és kémhatásán túl számos egyéb tényezőtől is függ [18]. Így abiotikus környezetben a molekulaszervezettől és a funkciós csoportoktól, amihez biotikus környezetben társulnak a lebontásra, illetve átalakításra irányuló mikrobiológiai/biokémiai folyamatok.

Abiotikus környezetben a szerves vegyületek esetében a kémiai reaktivitás (reakciókészség) és az egyensúlyi helyzet (stabilitás) elsősorban a kémiai szerkezet függvénye. A telített szénhidrogének (alkánok, cikloalkánok) gyenge reakciókészségűek, aminek oka a C-C és C-H kötések egyenletes elektroneloszlása, a molekulák apoláros karaktere. A telítetlenség (többszörös kötések megléte), illetve a hidrogéneket helyettesítő heteroatomok megjelenése megváltoztatja a kötések és a molekula polaritását, ezáltal a vegyületek reakcióképességét. Vagyis a szerves vegyületek kémiai reaktivitása a funkciós csoportokhoz kapcsolódik (ezt fejezi ki a kémiai reaktivitás szubsztituens elmélete).

Szín

A szerves vegyületek színe a molekula szerkezetével van összefüggésben. A színes vegyületek tartalmaznak bizonyos atomcsoportokat, amelyek könnyen gerjeszthetők (a látható fény hullám-tartományán belül fényelnyelést produkálnak) és így a színesség tulajdonképpeni előidézői. Ezeket nevezzük kromofór atomcsoportnak. Lehetnek aromás gyűrűk vagy kettős kötés konjugációját (egyszeres és kettős kötések váltakozását) tartalmazó szénláncok, amelyekben heteroatom is van például azo-, nitrozo-, nitro-, szulfonsav-, karbonil-, cianid-csoportok formájában. Az auxokróm csoportok fényelnyelést nem produkálnak, de a kromofór csoportok fényelnyelését befolyásolják induktív, mezomer vagy sztérikus hatásukkal, például hidroxil-, amino-, halogenidcsoport [19].

Kémiai folyamatok

A mikroszennyezők környezetben való megoszlása elsősorban az őket érintő átalakulási és transzportfolyamatoktól függ. A transzportfolyamatokat az adott közegben uralkodó törvényszerűségek határozzák meg.

A különböző közegek közötti anyagátmenetek esetén a megoszlási folyamatok a befolyásolók (például párolgás/kondenzáció, oldódás/kristályosodás, megoszlás a folyadékfázisok között, határfelületi jelenségek). A környezetben lévő anyagok kémiai, fotokémiai, biokémiai folyamatokkal, illetve ezek kombinációjával alakulnak át. A fő kémiai reakciók: protonátmenettel járó reakciók (közömbösítés, hidrolízis), elektronátmenettel járó reakciók (redukció, oxidáció), helyettesítés, csapadékképzés, komplexképzés, amelyek közül a szerves mikroszennyezők esetében a redoxireakciók és a hidrolízis a döntő jelentőségű [20].

Fotokémiai reakciók

A fotokémiai reakciók közé azon folyamatok tartoznak, amelyeket gerjesztett elektronállapotú kémiai részecskék (atomok, ionok, molekulák) indítanak el. A fotokémiai reakciók jellegzetes, igen reaktív köztitermékei a gyökök (például az illékony szerves vegyületekből képződő peroxilgyökök: $\text{RO}_2\cdot$, ahol R egy tetszőleges hosszúságú szénláncot, $\cdot$ a gyök jelleget jelöli), amelyek általában láncreakciót váltanak ki, és reakciókra való erőteljes hajlamuk miatt az egészségre rendszerint károsak.

Redoxireakciók

A szerves vegyületek oxidációja a szénatom oxigénatommal való kötéseinek számának növekedését, míg redukciója a kötések számának csökkenését jelenti. A szerves mikroszennyező anyagok körében jelentős redoxifolyamat például a redukzív dehalogéneződés (például hexaklór-benzol, DDT esetében), amely a halogénatom kicserélődésével járó, a redoxipotenciáltól nagymértékben függő redukció.

Hidrolízis

A hidrolízis a közömbösítés fordítottja, a kémiai kötések vízmolekulák hatására bekövetkező felszakadását jelenti. A szerves mikroszennyezők közül a karbonsav-, illetve foszforsav-észterek és a szerves halogénvegyületek esetében jelentős folyamat. A tiofoszfátok (amelyek általános képlete $[RO]_3-PS$; például a paration nevű peszticid) és a foszforsavamidok nehezen hidrolizálnak (például a Scharadan néven forgalomba kerülő peszticid hatóanyaga a difoszforsav-dimetilamid). Számos inszekticidként használt alifás klórozott szénhidrogén viszonylag könnyen hidrolizál (például klór-propán), a C–Cl kötés polaritásából kifolyólag semleges vagy lúgos közegben, de az aromás származékok (például klórbenzol, klórfenol, [PCB](#), [PCDD](#)) abiotikus hidrolízise gyakorlatilag nem megy végbe. Ennek oka a klóratom és az aromás elektrongyűrű között kialakuló mezomer effektus. A többszörösen klórozott alifás szénhidrogének (például triklórmetán) a hidrolízissel szemben sokkal ellenállóbbak, mint a monoklórozott alkánok (például klórmetán), aminek oka több nagy méretű klóratom szférikus hatása.

Biokémiai reakciók

Az élő szervezetekben lejátszódó kémiai reakciókat biokémiai folyamatoknak nevezzük. Ez a megkülönböztetés azért fontos, mert az élő szervezetekben lejátszódó biokémiai reakciók mechanizmusa, kinetikája és energetikai viszonyai a biokatalizátoroknak (enzimeknek) köszönhetően jelentősen eltérhet az abiotikus kémiai rendszerekben végbemenőktől. A környezetben található anyagok a mikroorganizmusok tevékenységének hatására három úton alakulhatnak át: bioszintézissel (felépítés), biodegradációval (lebontás), biotranszformációval (átalakítás).

Az enzimek biokatalizátorok, amelyek lehetővé teszik, illetve felgyorsítják a biokémiai folyamatokat. Az enzimműködés lényege, hogy a szubsztrátum egy enzimszubsztrátum-komplexeen keresztül terméké alakul át, az enzim a reakció végén változatlanul marad vissza. A szubsztrátum a funkciós csoportjai segítségével az enzim aktív centrumában kötődik meg, amelynek közvetlen közelében koenzimek (hatáspecifikus segédanyagként vesznek részt a reakcióban, a szubsztrátumhoz kötődnek, átalakulnak, majd leválnak) és proszretikus csoportok találhatók (olyan koenzimek, amelyek erősen kötődnek az enzimhez, nem alakulnak át, és nem válnak le). Azonban a megfelelő funkciós csoportok hiányában, illetve kedvezőtlen méretű szubsztrátummolekula esetében a kölcsönhatás az aktív centrummal nem jöhet létre, így az átalakulásra sincs lehetőség.

A természetben előforduló szerves vegyületeket a mikroorganizmusok metabolizálni tudják, azonban az antropogén eredetű szerves mikroszennyezők esetében már más a helyzet. A szerves mikroszennyezők jelentős része xenobiotikum. A xenobiotikumok lebontására nem alakult ki a természetben mikrobiológiai metabolikus út, és a természetes szerves vegyületek degradációjára alkalmas utak esetükben nem mennek végbe. Ennek szerves anyagok esetében elsődleges oka az, hogy ezek a vegyületek a biodegradációnak ellenálló xenofór csoportokat tartalmaznak (például klorid-, bromid-, nitrit-, szulfonsav-, cianidcsoport). Egyes funkciós csoportok (például metil-, amino-, hidroxilcsoportok) az egyik molekulán xenofórként viselkednek, míg a másikon az elhelyezkedésük miatt elősegítik a lebontást.

Perzisztenciának nevezzük a mikrobiális lebontással szembeni ellenálló képességet. Minél perzisztensebb egy vegyület, annál nagyobb annak a veszélye, hogy a környezeti elemekben felhalmozódik, és bekerül az élő szervezetekbe. A nehezen lebomló, környezetben tartósan

megmaradó vagy perzisztens szerves szennyezők (POP, *persistent organic pollutants*) a környezeti körülmények között igen nagy fizikai és kémiai stabilitással rendelkeznek.

Fejezetzáró kérdések

1. Mi a jelentése: funkciós csoport, kromofór csoport, prosztetikus csoport, xenofór csoport?
2. Kémiai szempontból hogyan csoportosíthatjuk a szerves mikroszennyezőket?
3. Milyen tulajdonságok befolyásolják elsősorban egy szerves mikroszennyező esetében: a vízben való oldhatóságot, a mikrobiológiai lebonthatóságot, a színt, a reaktivitást, a bioakkumulációs képességet?
4. Mi a lényege az alábbi kémiai folyamatoknak: oxidáció, redukció, hidrolízis?
5. Mi az alapvető különbség a kémiai, fotokémiai és biokémiai folyamatok között?

A szerves mikroszennyezők környezetbe jutása. Sorsuk a környezetben

A szerves mikroszennyezők elsősorban a kommunális, illetve ipari és mezőgazdasági szennyvizekkel kerülhetnek ki a környezetbe, ahol az élőlényekben felhalmozódhatnak (bioakkumuláció), és potenciálisan negatív hatást gyakorolhatnak a környezetre, illetve az élő szervezetekre.

A vizek szennyezése világméretű probléma, naponta 2 millió tonna szennyvíz, ipari és mezőgazdasági szennyező anyag jut a Föld vizeibe. Az Egyesült Nemzetek Szervezete (ENSZ) becslése szerint körülbelül 1500 km³ szennyvíz termelődik évente, hatszor több, mint amennyi víz a Föld folyóiban található. A megfelelő szennyvíztisztítási technológiák hiánya járul hozzá legnagyobb mértékben a vizek szennyezéséhez. Világviszonylatban a keletkezett szennyvíz körülbelül 80%-a tisztítás nélkül kerül ki a környezetbe [21], egyes régiókban az édesvízi halak 50%-át, míg a Föld kétélitűinek közel 1/3-át kihalás veszélyezteti [22].

A szerves mikroszennyezők jelentős része szintetikus anyag, az Európai Vegyianyag Ügynekségnél 143 ezer vegyületet regisztráltak ipari felhasználásra [23]. A szintetikus vegyi anyagok termelése a II. világháború környékén indult el és folyamatosan növekszik, jelenleg mintegy 400 millió tonnát termelünk évente. Ennek a mennyiségnek a ~99%-áról nem tudjuk, hogy biztonságos-e. A megtermelt szintetikus anyag egy része a környezetbe kerül a napi használat (például kozmetikai szerek, gyógyszerek), balesetek, állattartás, mezőgazdasági és ipari tevékenységek stb. következtében [24].

Szerves mikroszennyezőket azonosítottak szennyvíztisztítók kifolyó vizeiben, felszíni és talajvizekben, csapadékban, és alkalmanként ivóvizekben is nagyon alacsony mennyiségben. Ezek a mikroszennyezők megtalálhatók mind a lebegő részecskékben, mind a folyók üledékében [25]. Az Európai Unióban a felszíni vizekben előforduló szerves és szervetlen szennyezők széles spektrumát szabályozzák. Tradicionálisan ezek mezőgazdasági és ipari szennyező anyagok [26], de ezek körét kiterjesztették gyógyszerészarmazékokra, illetve antibiotikum-rezisztencia génekre is. A nem szabályozott szennyező anyagok közül számos anyag akut toxicitása (effektív koncentráció, EC₅₀) kevesebb mint 1 mg/l. Ezen anyagok környezetben való jelenléte azért is különösen aggasztó, mert nem önállóan, hanem más szennyező anyagokkal együtt, komplex keverékként találhatók meg a környezetben, ami szinergikus (lásd később) hatásokhoz vezethet [27].

A mikroszennyezők környezetbe jutása

A mikroszennyezők környezetbe jutásának módja számos utat követhet. A szennyező anyagok pontforrásból és diffúz forrásból juthatnak a környezetbe.

A *pontforrás szennyezések* térben jól körülhatárolható módon azonosíthatók, a szennyezés térbeli kiterjedése, vagyis a szennyezési csóva térben korlátozott. A szennyvíztelepek és ipartelepek kifolyásait tekintjük a legfontosabb pontforrásoknak. Egyes mikroszennyezők szennyvízben történő detektálása jól tükrözi annak felhasználási szokásait.

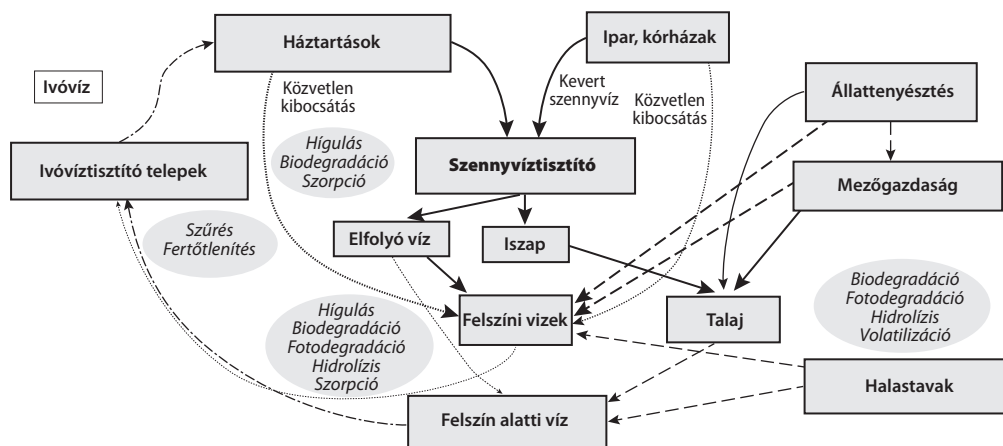
A *diffúz szennyezések* forrásai nehezen behatárolhatók, jellemzően nagy földrajzi területet érintenek, jellemzően alacsonyabb a környezeti terhelésük, mint a pontforrásoknak, mivel

nagyobb valószínűséggel érvényesül a talaj és az altalaj természetes csillapító hatása. A diffúz szennyezéseknél nehezen behatárolható és kevésbé egyértelműen azonosítható a kibocsátó, emiatt rendkívül nehéz a monitorozásuk, szabályozásuk, illetve annak meghatározása, hogy a szennyezésnek milyen hatása lehet például a felszín alatti vizekre [28].

A legjellemzőbb diffúz források a közlekedési útvonalak, a hulladéklerakók, állattartó telepek és a mezőgazdasági területek, ahova jelentős mennyiségű peszticidet, illetve a talaj termékenységének javításához jól alkalmazható szennyvíziszapot és állati trágyát juttatnak ki [29].

A szennyvízkezelés során el nem távolított szerves mikroszennyezők a szennyvíziszapból, a gyógyszerészarmazékok pedig az állati trágyából a mezőgazdasági területekről az esőzésekkel lemosódnak a folyó-, illetve felszín alatti vizekbe.

A szerves mikroszennyezők főbb környezetbe jutási módjait az 1. ábra mutatja be.



1. ábra: A szerves mikroszennyezők főbb környezetbe jutási módjai

Forrás: Knisz Judit készítette Ellis 2006 alapján átdolgozva [30]

Miután a szerves mikroszennyezők a természetbe kerülnek, biokémiai átalakulásokon mehetnek keresztül, beoldódhatnak a vizekbe, vagy valamilyen szilárd anyaghoz kötődnek. A szerves mikroszennyezők többsége perzisztens, azaz nem bomlik le gyorsan, emiatt sokáig kimutatható a környezetben. Az álperzisztens szennyezők bár könnyebben bomlanak le, folyamatos jelenlétüket állandó utánpótlásuk biztosítja. A mikroszennyezők nagy része szétszóródik a környezetben, és további sorsuk fizikai-kémiai tulajdonságuktól függ (például stabilitás, vízzoldékonyság), a környezeti közegetől, amelybe kerülnek, valamint az ott található mikrobák metabolikus aktivitásától.

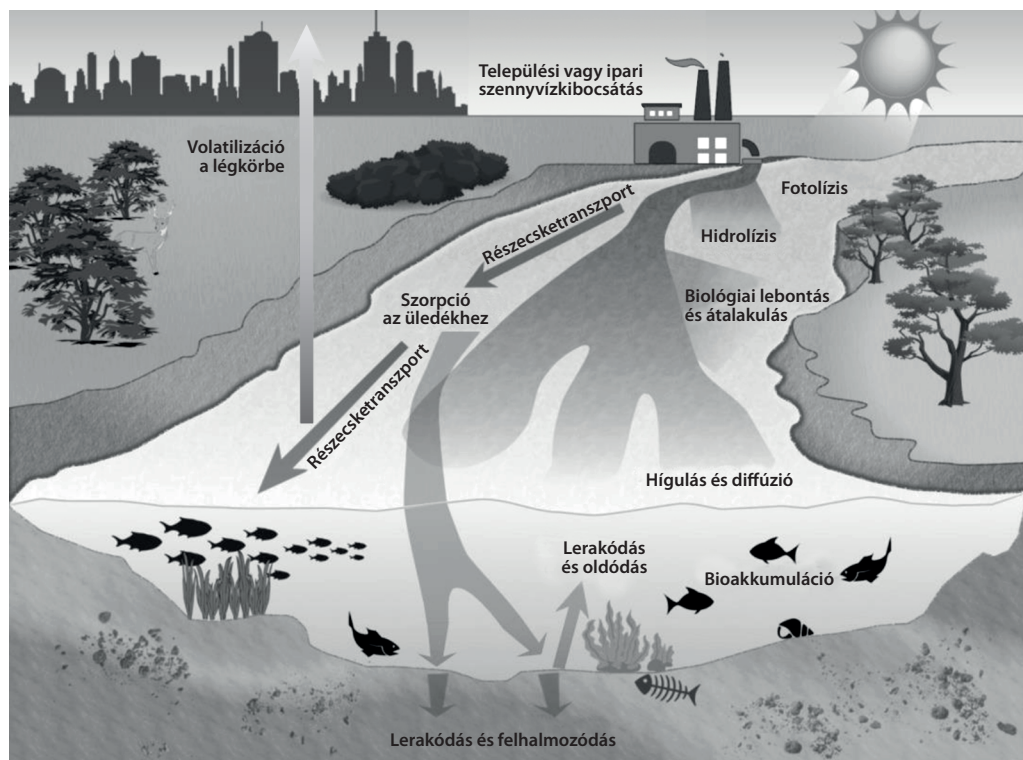
Általánosságban elmondható, hogy azok a szennyezők, amelyek kevésbé vízzoldékonyak, sokkal perzisztensebbek, toxikusabbak, jelentősebb a bioakkumulációjuk. A vízzoldékonyabb és gyorsabb transzformációval jellemezhető szennyezők pedig viszonylag rövid idő alatt nagy területen eloszlhatnak.

A szerves mikroszennyezők előfordulását, különösen az új szennyezőket leginkább szennyvizekben és felszíni vizekben vizsgálták. A felszín alatti vizekről kevesebb információ áll rendelkezésre. Az Európai Parlament és Tanács a felszín alatti vizek szennyezés és állapotromlás elleni védelméről szóló 2006/118/EC rendeletében közzétett előírások célja a felszín alatti vizek „jó állapotának” elérése [28]. A felszín alatti vízrétegek mesterséges utánpótlása fontos poten-

ciális mikroszennyező forrás, különösen, amikor a felszín alatti víz tartózkodási ideje rövid, és a környező felszín alatti, illetve felszíni víztestekre is veszélyt jelenthet. Az elmúlt évtizedekben helytelenül kijelölt hulladéklerakó helyek a mai napig sok helyen a felszín alatti vizek jelentős szennyezőforrásai. Az emésztőgödörök is szennyezhetik a felszín alatti vizeket, különösen ott, ahol a talajvíztükör a felszínhez közel van, és nagy a vízvezető réteg áteresztőképessége. A karsztos területek felszín alatti vizei különösen ki vannak téve mind pontforrás, mind diffúz szennyeződéseknak, mivel a vízpótlás során a gyors átfolyás nem teszi lehetővé a természetes csillapítást a telítetlen és telített zónákban [28].

A szerves mikroszennyezők sorsa a környezetben

Bár a szerves mikroszennyezők környezetbe kerülés utáni sorsáról egyre több tanulmány jelenik meg, néhány alaposan vizsgált mikroszennyezőtől eltekintve (például biszfenol-A) még mindig nem tudunk eleget. Legtöbbször nem ismerjük a vízi ökoszisztémákra kifejtett hatásukat, átalakulásukat, útjukat, illetve sorsukat a környezetben (bioakkumuláció, biomagnifikáció, térbeli eloszlás, szilárd részecskékhez kötődés vagy vízdékonyság) [25].



2. ábra: A szerves mikroszennyezők sorsa felszíni vizekben

Forrás: Goda Zoltán készítette Amerikai Geológiai Intézet (USGS) alapján [31]

Ezt a folyamatot számos tényező, többek között az évszakok, a terület jellegzetességei, a folyók hidrológiai viszonyai, az áramlási viszonyok, biodegradáció, egyéb környezeti közegekkel való kapcsolat, például üledék, lebegő anyag, valamint a folyó, illetve az adott mikroszennyezőre jellemző kémiai jellemzők mind befolyásolják, amelyek együttes figyelembevétele nehéz feladatot jelent a kutatók számára. Az alábbiakban a felszíni vízbe jutásukat követő útjukat, valamint hígulásukat, eliminációjukat befolyásoló mechanizmusokat tekintjük át (2. ábra).

Atmoszférikus áramlás

A biológiailag lassan vagy egyáltalán nem lebontható (biodegradálható) szerves mikroszennyezők a levegőben vagy a vízben több száz, akár ezer kilométerre is eljuthatnak a környezetbe jutás helyétől, és ott károsíthatják a környezetet. Perzisztenciájuk miatt feldúsulnak a környezetben, és igen magas koncentrációt is elérhetnek a víztestekben. A kutatók először 1974-ben jelezték, hogy a perzisztens szerves szennyezők az atmoszférában gázok és aeroszolok formájában szállítódnak, és az alacsony hőmérsékletű területeken kicsapódnak. A legtöbb POP képes evaporációra és kicsapódásra, vagyis körforgásra normál környezeti hőmérsékleten. Számos faktor befolyásolja a POP-k hajlamát a kicsapódásra, lerakódásra és akkumulációra. A meleg környezet a szennyezők evaporációját segíti, míg az alacsony hőmérséklet elősegíti a légkörben lebegő részecskékhez (PM) történő adszorpciójukat, ezáltal vizekbe, talajra történő lerakódásukat, így felhalmozódásukat is. Alacsony hőmérsékleten a POP-k természetes degradációja is lecsökken, tovább növelve a szerves anyagok perzisztenciáját [14].

Adszorpció az üledékhez és a lebegő részecskékhez

A szennyező anyag koncentrációja jellemzően magasabb, ha a kijutás mellékfolyókba történik, ahol alacsonyabb az áramlás, és kisebb a víztérfogat, mint a főfolyamoknál, ahol a hígító hatás miatt kevésbé magas koncentrációban jelenik meg szennyező anyag. Ahogy a szennyező anyagok a folyásiránnyal haladnak, kapcsolatuk a vízi környezettel egyre bonyolultabbá válik.

Minél nagyobb a szerves mikroszennyező *szorpció affinitása* az oldott szilárd részecskékhez, annál gyorsabb a hígulása a vizekben, emellett a kevésbé perzisztens szennyező anyagok hígulása gyorsabb [25].

Ahhoz, hogy meg tudjuk határozni az adott szerves szennyező útját a környezetben, ismerni kell annak fizikai-kémiai jellemzőit, valamint az anyag megkötését végző közeget is. A lebegő részecskék és az üledék kationcsere-kapacitása és szervesanyag-tartalma nagy hatással van a szennyező anyagok adszorpciójára, ezáltal azok hígulására. A poláris csoportokat tartalmazó, hosszú egyenes szénláncú amfipatikus vegyületek sokkal nagyobb valószínűséggel adszorbeálnak szilárd felületekhez, mint a rövid szénláncú, nem poláris molekulák, amelyek nem rendelkeznek ionizálható funkcionális csoporttal [25].

A magas folyóáramlási viszonyok vagy a gyors áramlás mérséklék vagy teljesen megakadályozzák a felülethez történő adszorpciót azáltal, hogy csökkentik az érintkezési időt. Egyes gyógyszerek, például szulfonamidok, kinolonok, makrolid antibiotikumok adszorpcióját sokkal jelentősebben befolyásolja a megnövekedett áramlás, mint a tetraciklin esetében, ezáltal csökkenti adszorpciójukat az üledékhez és a lebegő részecskékhez [25].

A mikroszennyező anyagok vizsgálatánál a folyadékfázis önmagában nem ad pontos választ a mikroszennyezők előfordulására, ezért fontos az üledék és a lebegő részecskék vizsgálata is. Egyes gyakori szerves mikroszennyezők, mint például a diazepam, eritromicin, gemfibrozil, metoprolol szinte kizárólag a folyadékfázisban található csak meg. A bázikus és hidrofób tulajdonságokkal rendelkező vegyületek könnyen kötődnek az üledékhez és a lebegő szilárd részecskékhez [25]. Ezek egy részének koncentrációja (például nonilfenol, nonilfenol-monoetoxilát, policiklikus aromás szénhidrogének) felülethez kötötten sokszorosa a folyadékfázishoz képest, míg másokat gyakran kizárólag felülethez kötötten tudják kimutatni [25].

Fotokémiai átalakulás vizes környezetben

A szerves mikroszennyezők fotokémiai átalakulása és lebomlása minden olyan közegben létrejöhet, ahova a napfény eljut. A szerves mikroszennyezők fotokémiai átalakulása a látható és az ultraviola fénytartományban jöhet létre, a napenergia (foton) közvetlen adszorpciójával, valamint közvetett módon, azaz a foton hatására olyan vegyületek jönnek létre, például reaktív oxigéngyökök, amelyek a szennyező anyag átalakulását, lebomlását okozzák. Mindkét esetben átalakul a szerves mikroszennyező molekula, a kovalens kötések felbomlanak, ami gyakran biológiailag lebonthatóbb, hidrolízisre érzékenyebb vegyületet eredményez. Előfordulhat, hogy perzisztensebb, károsabb anyagok keletkeznek a fotokémiai reakciók során. Például a klorobenzének átalakulásakor PCB keletkezik, vagy a paration átalakulása paraoxon aktív toxint eredményez [32].

A fotokémiai reakciók hatékonyságát számos faktor befolyásolja:

- a szerves mikroszennyező fizikai-kémiai tulajdonságai;
- hőmérséklet;
- pH;
- vízfelszín alatti mélység;
- felhősség;
- tengerszint feletti magasság;
- földrajzi szélesség;
- évszak, napszak.

Direkt fotokémiai átalakulás

A direkt fotokémiai reakciók során a fényt abszorbeáló szerves molekulában a meglévő kötés irreverzibilis felbomlása (fotolízis) következik be, illetve új kémiai kötés alakul ki. A direkt fotokémiai átalakulás minden olyan szerves szennyezőt érint, amely a 290 nm feletti hullámhosszú fényt abszorbeálja (a 290 nm hullámhosszú fény általában nem éri el a Föld felszínét). A látható fény a 400–760 nm közötti spektrumot tartalmazza, míg a rövidebb hullámhosszú fény az ultraviola (UV-) tartomány (UV-C 100–280 nm, UV-B 280–320 nm, UV-A 320–400 nm). A szerves vegyületek UV- és láthatófény-elnyelési képessége az adott molekula szerkezetétől függ. A legtöbb alkohol, sav, éter, észter, valamint a legtöbb alifás szénhidrogén nem nyeli el a földfelszínt elérő napsugarakat. Míg a sejtek örökítőanyaga, a DNS könnyen elnyeli az UVB-sugárzást, így károsíthatja annak szerkezetét, mutációkat hozhat létre. A könnyen gerjeszthető kémiai

csoportokat, úgynevezett kromofórokat tartalmazó vegyületek is képesek a fényt abszorbeálni, ezáltal érzékenyek a fotokémiai hatásokra.

A vizes élőhelyeken a fotokémiai reakciók a vizek felszíni részeire korlátozódnak, az UV-sugárzás a vizekben csupán 2 m mélységig hatol le.

Indirekt fotokémiai átalakulás

A természetes vizekben a direkt fotokémiai átalakulás kevésbé jelentős, mint az indirekt fotokémiai átalakulás. Az indirekt fotokémiai átalakulás vagy fényérzékenyítés során az abszorbens molekula elektron vagy energia átadásában játszik szerepet, és nem maga az abszorbens molekula változik, hanem a biológiai változás más molekulában jön létre.

Természetes vizes környezetben a lebegő szerves részecskék a kromofórok, és fényérzékenyítőként reaktív átalakulási termékeket hoznak létre. Bár a keletkezett bomlástermékek egyes esetekben károsabbak lehetnek, mint az alapvegyületek, a fotokémiai reakciók (például fotokatalízis, $UV + H_2O_2$) alkalmazása ígéretesnek bizonyul a szennyvízkezelés során a szerves mikroszennyezők eltávolításában.

Biodegradáció

A xenobiotikumok eltávolításának fő útvonala a biodegradáció [33], amely a szerves anyagok extracelluláris, illetve celluláris enzimek által katalizált részleges (biotranszformáció) vagy teljes lebontását jelenti. A teljes biodegradáció eredménye a mineralizáció vagy ásványosítás, eredményeként szervesetlen gázok (például CO_2 , N_2), víz, sók keletkeznek [34, 35].

A biodegradációban szerepet játszó mikroorganizmusok közül a baktériumok és gombák szerepe elvitathatatlan. Ezek a mikroorganizmusok mind a talajban, mind felszíni vizeinkben a lebegő részecskéken, az üledékben, a szennyvíztisztítókbán is előfordulnak [25].

A biodegradáció során a leggyakoribb reakciók:

1. hidrolízis;
2. oxidáció;
3. redukció;
4. dehalogénezés;
5. szintetikus reakciók (például konjugációs és kondenzációs folyamatok stb.).

A legnagyobb mértékű biodegradációt jellemzően az üledék-víz határfelületen, mocsarakban és lápokban tapasztalták. A biodegradációt leginkább meghatározó tényezők a *hőmérséklet, tápanyag, pH, áramlás és a sótartalom* [25]. A biodegradáció történhet légköri oxigén felhasználásával (*aerob légzés*) és oxigénmentes környezetben (*anaerob lebomlás*).

Általánosságban elmondhatjuk, hogy a biodegradáció sokkal gyorsabb oxigén jelenlétében. Számos szerves mikroszennyező anaerob környezetben akár két nagyságrenddel kisebb hatékonysággal bomlik le, így a felszín alatti vizekbe jutva perzisztenssé (például fenazon, propifenazon) válhat [28].

A szerves mikroszennyezők jelentős része a mikrobák számára xenobiotikum, lebontásukra az evolúció során még nem alakultak ki metabolikus utak. Intenzíven szennyezett területekről, például hulladéklerakók csurgalékvizéből mutattak ki bizonyos mikroszennyező anyagokat lebontani képes új, eddig nem detektált mikrobatörzseket.

A biodegradációnak ellenálló, perzisztens vegyületek úgynevezett xenofor csoportokat tartalmaznak (lásd 2. [fejezet](#)) amelyek nagymértékben gátolják a biodegradációt [34].

Bár a mikrobák közvetlenül nem képesek a xenobiotikumokat metabolizálni, a *kometabolizmus* folyamata során mégis elérhetik azok átalakulását, degradációját.

A kometabolizmus folyamatát fél évszázada ismerjük, a *Pseudomonas methanica* metánt hasznosító baktériumnál írták le, amely a metánon mint kizárólagos szén- és energiaforráson képes növekedni. Képes oxidálni az etánt is, de sem energiaforrásként, sem szénforrásként nem tudja felhasználni, azaz az etán *nem növekedési szubsztrátum*. A kometabolizmus két szubsztrátum együttes metabolizmusát jelenti, az egyik a növekedési szubsztrátum, a másik a nem növekedési szubsztrátum [36]. Mivel a kometabolikus folyamat nem előnyös a sejtek számára, a biomassza-koncentrációt növelni, illetve az enzimszintézist fenntartani akkor tudjuk, ha szén- és energiaforrást (szubsztrátum) juttatunk a sejtek környezetébe. Felmerülhet a kérdés, hogy ha az adott mikroba nem tudja semmire sem felhasználni a nem növekedési szubsztrátumot, hogyan tudja mégis átalakítani? Az enzimek, így a mikrobák által termelt enzimek szubsztrátumspecifikussága is eltérő. Vannak olyan enzimek, amelyek képesek szerkezetileg hasonló vegyületek átalakítását is katalizálni, annak ellenére, hogy az adott vegyület nem indukálja az enzim termelődését. Ennek következtében a nem-növekedési szubsztrátum átalakítása is megtörténik a növekedési szubsztrátum reakciójához hasonlóan, azonban a vegyület további lebontásához szükséges enzimek hiányozhatnak az adott mikroba enzimmészletéből, így a vegyület felhalmozódhat. Amennyiben az átalakulás toxikus bomlásterméket eredményez, az a mikroba pusztulását is okozhatja. Előfordul, hogy a keletkezett terméket a mikrobaközösség másik tagja képes átalakítani, így akár a teljes mineralizációja is elérhető a xenobiotikumnak, amennyiben minden átalakulási lépéshez van alkalmas mikroba a közösségben.

A mikroszennyezők abszorpciója

Számos mikroba, növény és magasabb rendű szervezet képes a szerves mikroszennyezők felvételére, abszorpciójára. Az abszorpciót számos tényező befolyásolja. Elsőként az adott mikroszennyező fizikai-kémiai tulajdonságai (hidrofil – hidrofób, ionizált – nem ionizált, gyenge sav/bázis, molekulatömeg, illékonyság stb.), valamint a környezeti faktorok (pH, redoxpotenciál, enzimikus hatások) határozzák meg, továbbá fontos szempont a szervezetbe jutás módja (orális, dermális, intravénás stb.). A környezetben található xenobiotikumoknak azt a mennyiségét, amely az élő szervezetek sejtjeibe, szöveteibe jut, *biológiaiilag hozzáférhető* mennyiségnek nevezzük. A szerves mikroszennyező környezeti koncentrációja önmagában még nem informatív, ismerni kell a biológiai hozzáférhetőségét is. Így a szerves mikroszennyezők kockázatbecslésében, veszélyességének megítélésében fontos tényező a biológiai hozzáférhetőség. Intravénás kezelés esetén a toxikus xenobiotikum 100%-a biológiaiilag hozzáférhető, míg a táplálékkal bejutott szerves mikroszennyezők biológiai hozzáférhetőségét jelentősen ronthatja a gyomor savas közege és a bélrendszer enzimgazdag környezete [37].

A szerves mikroszennyezőknek át kell hatolniuk a sejtmembránon, hogy a sejtekbe, szövetekbe jussanak. Ez történhet *aktív* vagy *passzív transzporttal* [37]. A passzív transzport lehet *egyszerű* vagy *facilitált diffúzió*.

A sejtbe vagy szövetekbe jutást követően az abszorbeáló szervezettől függően alakulhat ugyanannak a xenobiotikumnak a sorsa.

A *mikroorganizmusok* a mikroszennyezők széles spektrumát képesek átalakítani, lebontani vagy felhalmozni, például poliaromás szénhidrogéneket (például **PAH**), **PCB**-ket, gyógyszereket, fémeket. Emiatt a környezeti bioremediációban kulcsszerepet játszanak.

A *vízínövények* a felszíni vizeken keresztül, míg a szárazföldi növények a szennyezett talajból, újrahasonosított öntözővizeken keresztül, növényvédő szerek használatával, illetve a csapadékból tudják felvenni a szerves mikroszennyezőket.

A szerves trágya, amely esetleg állati gyógyszereket, a tápból származó arzént tartalmazhat, vagy a szennyvíziszap, amely például bromozott bifenileket tartalmazhat, szintén mikroszennyező forrás lehet. A növények a mikroszennyező sorsát *adszorpcióval* és *abszorpcióval* befolyásolhatják, illetve olyan metabolitokat termelhetnek, amelyekkel segítik a mikroorganizmusok lebontási folyamatait. Az anyagok a növényekbe elsősorban a gyökereken keresztül jutnak be, de a levelek, különösen vízínövények esetében szintén részt vesznek a felvételben. A lipidoldékony szerves anyagok, például **PAH**, klórbenzolok, **PCB**-k általában könnyebben felvehetők a gyökéren keresztül, mint a vízdoldékony vegyületek.

A felvett mikroszennyező részleges lebontására, detoxifikációjára a növényeknél is kialakultak mechanizmusok. A *rizofiltráció* során a növények gyökerein adszorbeálódnak vagy csapódnak ki a szennyező anyagok, de akár fel is halmozódhatnak a gyökérzetben. A *felvétel* követően, a fejezet további részében részletezett, az állati szervezetek detoxifikációs folyamataihoz hasonló mechanizmusokat találunk a növényeknél is. A *fitovolatilizáció* során a talajból felvett anyag kevésbé toxikus, illékony formában távozik a növényből. A *biodegradáció* során pedig a növényi szövetekben élő *endofita mikroorganizmusok* végzik a szerves mikroszennyezők lebontását. A *fitotranszformáció* során a szennyező anyagok több fázisból álló folyamatok révén alakulnak át kevésbé káros vegyületekké. Az oxidációs reakciók a leghatékonyabbak a szerves mikroszennyezők lebontásában, amelyben például a citokróm P450 oxigenáz enzimek, peroxidázok játszanak fontos szerepet [11].

A mikroszennyezők felvételének hatékonysága függ az adott szennyező anyagtól, a növényfajtól, valamint a gyökérben található lipidektől. A mikroszennyezők különböző szövetekben és szervekben más koncentrációban raktározódnak. Például rizsben az arzén a növény gyökerében volt megtalálható legnagyobb arányban, majd ezt követte a szár, levél, a rizskorpa és végül a rizsszem [24].

A mikroszennyezők felvétele az állatok esetében is számos tényezőtől függ, köztük az érintett állatfaj élettani sajátosságaitól. Azoknál az élőlényeknél, amelyeknél a *bőr* igen permeábilis (például vízi élőlények többsége, férgek, puhatestűek, kételtűek), a bőrön keresztüli elektrolit-, víz- és oxigénfelvétel mellett a szerves szennyező anyagok is könnyen a szervezetükbe jutnak. Hasonlóan könnyen jutnak be szennyező anyagok a halak kopoltyúin keresztül is. A hullóktól kezdődően a bőr átteresztőképessége jelentősen lecsökken az elhalt sejtekből álló epidermisz miatt, azonban a zsírdoldékony anyagok így is képesek átjutni az epidermiszen keresztül a dermiszbe, onnan pedig a vérellátás mértékétől függően a véráramba. Az emberi bőrön a bejutást elősegítheti az oldószerek használata, amelyeket például krémekben használnak. Továbbá a bőrfelület sérülése is megkönnyíti a szennyező anyagok bejutását. A másik jelentős bejutási kapu a *légzőrendszer* nyálkahártyája, ezen keresztül, elsősorban a tüdő alveolusain át a szennyező anyagok közvetlenül a véráramba jutnak, amelyek abszorpciója fokozott munkavégzés vagy testedzés során jelentős mennyiségű lehet. A tüdőn keresztül a lipofil anyagok felszívódása rendkívül gyorsan végbe megy, a hidrophil vegyületek abszorpciója ennél lényegesen lassabb. A légzőrendszeren keresztül bejutó toxikus anyagok lehetnek gázok, illékony folyadékok, valamint aeroszolok. A harmadik fontos felszívódási út a *gasztrointesztinális traktus*, azaz a gyomor-bél rendszer, amelyben a nagy

vérrellátású vékonybél játssza a legfontosabb szerepet. A bélrendszerben élő természetes mikrobaközösségnek (bélflóra vagy mikrobiom) fontos szerepe van a xenobiotikumok átalakításában is, toxikus hatásukat csökkenthetik vagy akár erősíthetik is [38].

Az emlősöknél ugyanazokkal a transzportfolyamatokkal jutnak a bélfalón keresztül a szervezetbe a xenobiotikumok, mint a tápanyagok. Ez lehet:

1. aktív transzport;
2. passzív diffúzió;
3. pinocitózis (a sejtfelszín közelében lévő, vízben oldott anyagok nem specifikus módon történő felvétele);
4. pórusokon keresztüli filtráció;
5. limfatikus (nyirokrendszeren keresztüli) abszorpció.

A lipofil anyagok *passzív diffúzióval* jutnak át a bélfalón, ez a mechanizmus a legjelentősebb útja az intesztinális xenobiotikumfelszívódásnak. Az ATP-ből származó energiát igénylő *aktív transzport* mechanizmussal kevesebb anyag jut át a bélfalón keresztül (például 5-fluorouracil). A vízben oldódó, kisebb molekulatömegű anyagok a hámsejtek membránjának hidrophil *pórusain* át, míg a nagy méretű, hidrophil molekulák *pinocitózissal* jutnak át a bélfalón. A hidrophób vegyületek a *nyirokrendszeren* keresztül is felszívódhatnak (például DDT, benzopirén) [39].

A szervezetbe jutott xenobiotikumok négyféle módon viselkedhetnek [40]:

1. változatlan formában ürülnek a szervezetből;
2. tárolódnak, felhalmozódnak kémiai átalakulás nélkül;
3. kémiaiilag spontán átalakulnak;
4. enzimikus reakcióban alakulnak át (metabolizálódnak).

Az átalakulás nélkül távozó anyagok közül a hidrophil vegyületek a vizelettel, míg a lipofil vegyületek jellemzően a széklettel ürülnek. Kevés xenobiotikum képes változatlanul, hosszú időn keresztül tárolódnia a szervezetben, ez a tárolási mód inkább a szerves szennyező anyagokra jellemző (például ólom, kadmium), a szerves szennyezők változatlanul a zsírszövetben raktározódhatnak hosszabb távon, például a mirex (peszticid). A spontán kémiai átalakulás viszonylag ritka, a legtöbb xenobiotikum enzimikus metabolizmussal alakul át a szervezetben.

A mikroszennyezők eloszlása a szervezetben

A gerinces állatok és az ember esetében a mikroszennyezők az abszorpciót követően a *célhelyre*, azaz ahhoz a szervhez vagy szövethez szállítódnak, ahol az elsődleges hatásukat kifejtik. Ez lehet egy receptor, amelynek működését serkenti, gátolja, illetve megakadályozza a valódi szubsztátum kötődését, vagyis befolyásolja a sejt élettani folyamatait (például endokrin rendszert károsító anyagok). A szerves mikroszennyező anyagok megoszlását a szervezetben, illetve a vizekben (plazma, extracelluláris, intracelluláris tér) számos tényező befolyásolja [41]:

1. a kémiai anyag fizikai-kémiai tulajdonsága;
2. kötődés a raktározó szövetekhez (például máj, zsír, csont);
3. membránpermeabilitás;
4. fehérjékhez való kötődés stb.

Egyes mikroszennyező anyagok lokalizáltak találhatók csak meg, míg mások, különösen a lipofil anyagok például gyógyszerek, PCB-k, dioxinok, poliklórozott dibenzofuránok (PCDF), polibromozott bifenilek (PBB), polibromozott difenileterek (PBDE), DDT a vér-agy gáton is átjutnak, így megtalálhatók az agyban, illetve az anyatejen keresztül az utódba juthatnak. A tojásrakó

gerinceseknél mikroszennyezőket tojásból is kimutattak, míg emlősöknél, így az embernél is a lipofil mikroszennyezők átjuthatnak a placentán az embrióhoz [24].

A szerves mikroszennyezők raktározása, felhalmozódása

A szennyező anyag típusa és mennyisége határozza meg, hogy egy adott toxikus anyag kivált-e hatást, illetve milyen mértékű hatást vált ki. Alacsony dózisu vegyületek jellemzően hosszú expozíciós idő után, illetve a szervezetben történő felhalmozódást követően váltanak ki fiziológias hatást.

A raktározás lehet jótékony hatású is, ha a káros anyagot a célsejttől távol tartja, de növelheti is a toxicitást, ha toxikus hatást fejt ki a raktározó szövetben, illetve a raktározó szövet, például a zsírszövet mennyiségének hirtelen csökkenése nagy mennyiségű toxikus anyag felszabadulását eredményezi, továbbá a hosszú távú tárolás a toxikus anyag folyamatos expozícióját biztosítja. A legjellemzőbb raktározó szervek/szövetek:

- *Zsírszövet:* lipofil vegyületek raktározása a legjellemzőbb, például PCB, DDT, dioxin. Túlsúlyos egyéneknél a gyors fogyás a toxikus anyag hirtelen felszabadulását okozhatja, ami toxikus hatást is kiválthat.
- *Máj:* az egyik legnagyobb kapacitású raktározó szerv, például a ligandin fehérje nagy affinitású számos szerves sav, például azofestékek megkötésére [42]. A tárolás mellett a szerves anyagok metabolizmusát is végzi.
- *Plazmafehérjék:* a vérplazmában az albumin a legnagyobb arányban megtalálható plazmafehérje, amely számos anyag szállításában játszik fiziológias szerepet, azonban szerves mikroszennyezők szállítását és tárolását is végzi, például penicillin.

A toxikus anyagok felhalmozódása történhet bioakkumulációval, illetve biomagnifikációval.

A *bioakkumuláció* az adott organizmuson belül történő szennyezőanyag-felhalmozódást jelenti, függetlenül az abszorpció módjától. A bioakkumuláció az egymással versengő koncentrációnövekedési és -csökkentési folyamatok nettó eredménye. A bioakkumuláció mértékét a *bioakkumulációs faktorról* (BAF) fejezzük ki, amelyet a szervezetben és a környezetben mért koncentráció hányadosaként adunk meg:

$$BAF = C_{\text{élőlény}} / C_{\text{környezet}}$$

A bioakkumulációs faktort jellemzően terepi körülmények között mérjük, amely figyelembe veszi a környezetet, például a vízfázisban található adott kémiai anyag teljes koncentrációját.

Bioakkumuláció során az adott szennyező anyag abszorpciója gyorsabb, illetve a szöveti koncentrációja gyorsabban nő, mint ahogy annak lebontása, vagy a szervezetből történő eltávolítása történik. Ennek következtében a szennyező anyag koncentrációja magasabb az élőlényben, mint annak környezetében.

A bioakkumuláció leggyakrabban kétféle módon történik:

1. szennyezett táplálék fogyasztása;
2. környezetből, vízből vagy levegőből történő közvetlen abszorpció.

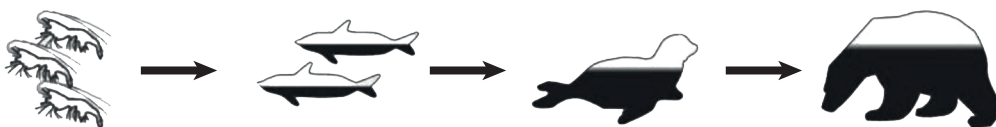
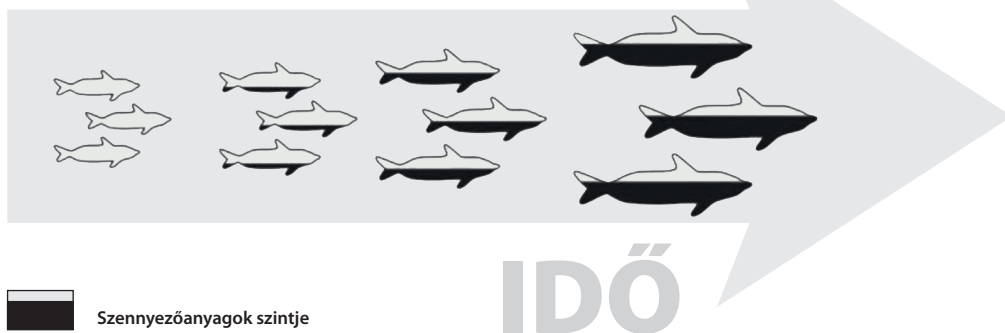
Ez utóbbit nevezzük biokoncentrációnak. Azaz a *biokoncentráció* kizárólag a légzőszerveken, illetve a bőrön keresztül bejutott szennyező anyagok abszorpcióját jelenti, a táplálékkal bejutott szennyező anyagokat nem foglalja magában [43]. A biokoncentráció a környezetből léggzéssel (például halak kopolyúja) felvett kémiai anyagok és azok szervezetből való eltávolítási aránya-

nak nettó eredménye. A biokoncentráció mértékét a biokoncentrációs faktorról (BCF) fejezzük ki, amelyet kizárólag kontrollált laboratóriumi körülmények között lehet mérni, amelynek során *nem kell számolni a táplálkozás során bejutott szennyezőanyag-mennyiséggel*.

A bioakkumulációs és biokoncentrációs faktorok nem használhatók egymás helyettesítésére.

A biomagnifikáció a bioakkumuláció speciális folyamata, amelynek során a fogyasztó szervezetében túllépi a szennyező anyag vagy a kémikália koncentrációja a tápláléklánc szolgáltató szervezetben mért koncentrációt. Ez a folyamat a tápláléklánc minden trofikus szintjén megtörténhet, a szennyező anyag perzisztens jellege miatt nem, vagy csak nagyon lassan bomlik le, így a tápláléklánc gyorsabb ütemben halad felfelé, mint ahogy lebomlik (például PCB, DDT). Az alacsony $\log K_{ov}$ értékkel rendelkező mikroszennyezőkről kimutatták, hogy vízinövények is fel tudják venni, aminek következményeként alacsony trofikus szinten bejutnak a táplálékláncba, és magasabb trofikus szinteken feldúsulhatnak [11]. Így a csúcsragadozóknak, például sasokban, keselyűkben, jegesmedvékben, illetve az emberben olyan mértékű feldúsulást eredményezhet, amely káros fiziológiai hatást okozhat (3. ábra).

Bioakkumuláció



Biomagnifikáció

3. ábra: A bioakkumuláció és a biomagnifikáció összehasonlítása

Forrás: Goda Zoltán MIT alapján [44]

A szerves mikroszennyezők kémiai tulajdonságai, biológiai hozzáférhetősége, illetve az adott organizmus biokémiája, lipidtartalma mind befolyásolják az adott mikroszennyező dúsulását. A higany bioakkumulációja az egyik legismertebb példa, amely szerves metil-higany formájában sokkal inkább biológiailag aktív, mint a szervetlen higany. A legtöbb endokrin rendszert károsító anyag (EDC) képes bioakkumulációra, de nem mindegyikre jellemző a biomagnifikáció. Bio-

magnifikációt kimutattak többek között az égésgátló anyagokra (például tributoxi-etil-foszfátra) [45], PCB-kre és a polibrómozott difenil-éterekre (PBDE) [46].

A mikroszennyezők metabolizmusa, eliminációja

A szervezetbe jutott szerves mikroszennyezők közül a xenobiotikumokra térünk ki részletesen, mivel azok lebontására nincs felkészülve például az emberi szervezet.

A metabolizmus vagy anyagcsere a sejtben lejátszódó minden olyan felépítő (anabolizmus) és lebontó (katabolizmus) kémiai folyamatot magában foglal, amely az adott élő szervezet lét-fenntartásához szükséges. A xenobiotikumok kémiai átalakításának elsődleges szerepe, hogy:

1. a szervezetbe került, apoláros anyagokat *könnyen kiválasztható hidrophil metabolit*á alakítsa [41], és
2. *detoxifikálja*.

A xenobiotikumok metabolizmusa során a keletkezett átalakulási termékek már beléphetnek a szervezet valamelyik anyagcsereútjába, aminek eredményeképpen CO₂ és víz formájában ürülnek a szervezetből, de jellemzően valamilyen átalakulási melléktermék, *metabolit* formájában távoznak.

Számos enzim összehangolt működése szükséges a xenobiotikumok biotranszformációja során, amely általánosságban három fő lépésből áll:

Az I. fázisú reakciók fő funkciója, hogy a vegyületek polárisra és hidrophillá váljanak. Ezek a reakciók legtöbbször *oxidációs reakciók*, a citokróm P450 monooxygenáz (CYP-) rendszer valamelyik izoformája a katalizátor. A CYP-enzimek minden élő szervezetben megtalálhatók, és számos xenobiotikum lebontását segítik.

A II. fázis során az I. fázisban előkészített molekulák könnyebben kiválasztható formává alakulnak, illetve a metabolikusan aktív vegyületek, például gyógyszerek inaktivációja zajlik. A II. fázisban a funkcionális csoportok konjugációja történik, például glükuronid, szulfát, aminosavak vagy glutationcsoportoké, ami jelentősen növeli a vegyület vízoldékonyságát.

Az emberi szervezetben az I. és II. fázis enzimjei legnagyobb mennyiségben a májban találhatók meg, de szinte az összes szövetben kimutathatók, ezek közül is a tüdő, a vese és az agy, ahol jelentős biotranszformáció történik. Azokban az esetekben, amikor a toxicitás anyagcsere-aktivitással jár együtt, a toxicitás ott alakul ki, ahol az érintett enzim nagy mennyiségben jelen van.

A III. fázisban történik a konjugált metabolitok transzportja főként a *veséhez*, illetve a májon keresztül az *epébe*, majd a szekréció a vizeletben, illetve a székletben keresztül történik. A *tüdőn* keresztül gázok és egyes folyékony, de illékony anyagok (például szerves oldószerek) távozhatnak. Az *anyatejben* keresztül elsősorban a lipofil anyagok ürülnek (PCB, dioxin stb.), illetve a *verejében* keresztül is távozhatnak xenobiotikumok, illetve metabolitjaik. A kiválasztás helyén a szennyező anyag vagy annak metabolitja koncentrálódhat, és lokális káros folyamatokat eredményezhet [41]. Alacsonyabb rendű szervezeteknél, például halaknál, kétélűeknél a bőrön keresztül jelentős elimináció történik.

A legtöbb xenobiotikum biotranszformációja során kevésbé toxikus vegyület keletkezik. A *toxikus detoxikáció* során azonban az adott szennyező anyag *bioaktív*á válik, azaz még toxikusabb metabolitok keletkeznek (például acetaminofen, aflatoxin B₁) [37].

Fejezetzáró kérdések

1. Melyek a mikroszennyezők környezetbe jutásának fő módjai?
2. Mutassa be röviden a mikroszennyezők lehetséges lebomlási, átalakulási, kiürülési útjait a környezetben!
3. Sorolja fel a szerves mikroszennyezők abszorpciójának lehetséges módjait!
4. Melyek a szerves mikroszennyezők lebomlásának főbb módjai?
5. Röviden ismertesse a növények szervesmikroszennyező-felvételi és -átalakítási mechanizmusait!
6. Sorolja fel a xenobiotikumok metabolizmusának és eliminációjának fő lépéseit emberben!
7. Mi a különbség a bioakkumuláció, biokoncentráció és biomagnifikáció között?

[Vákát oldal]

A szerves mikroszennyezők hatása a környezetre és az egészségre

Az élőlények számos bioaktív szintetikus szerves anyaggal szemben nem rendelkeznek megfelelő védekezőmechanizmussal, így a szervezetbe kerülve károsíthatják az élő szervezeteket. Az immunrendszer a legérzékenyebb a xenobiotikumokra (*immunotoxikus* hatás), hatásukra csökken a szervezet védekezőképessége a fertőzésekkel szemben, tumoros elváltozásokat okozhatnak. A 3. fejezetben bemutatott detoxifikációs mechanizmusok miatt a máj különösen ki van téve a xenobiotikus hatásoknak (*hepatotoxikus* hatás). Az immunrendszer és a máj mellett az idegrendszer is fokozottan érzékeny a szervezet számára idegen anyagokra. Számos xenobiotikumról tudjuk, hogy *neurotoxikus* hatásuk van, például PCB-k, organofoszfát peszticidek, növényi, gombatoxinok, baktériumtoxinok (cianobaktériumok) stb. [2].

A szerves mikroszennyezők toxikus hatásmechanizmusa

A toxikus vegyületek egyik alapmechanizmusa a sejtkárosítás, amely azokban a szövetekben a legnyilvánvalóbb, amelyekre magas metabolikus ráta jellemző, például máj, agy. Nem specifikus módon károsíthatják a *sejtmembrán szerkezetét, működését*. Amikor a membránfunkció sérül, az adott szervezet nem képes megfelelően reagálni a külső hatásokra [47]. A toxikus vegyületek vagy metabolitjaik molekuláris, illetve sejtszintű aktivitása határozza meg a károsítás mértékét. *A xenobiotikumok megváltoztathatják a sejt mikrokörnyezetét*, például a pH megváltoztatásával, nem specifikus módon a receptorok kötőhelyeinek elfoglalásával stb. [37].

A toxikus vegyületek jellemzően célmolekulákon, célsejteken fejtik ki hatásukat. Egyes szerves mikroszennyezők utánozzák a szervezet saját tápanyagain, hormonjait, neurotranszmittereit (az idegrendszer szabályozásában fontos szerepet játszó vegyületek). A specifikus receptorokat blokkolhatják vagy aktiválhatják, enzimeket aktiválhatnak vagy inaktíválhatnak. *Receptor-közvetített toxicitás* során a kémiai szer receptorhoz kötődik, és azon keresztül fejt ki hatást, például endokrin rendszert károsító anyagok. Egyes EDC-k a természetes hormonkötő helyhez kapcsolódnak, például az EE2 (17 α -etinil-ösztadiol, szintetikus ösztrogén) az ösztrogén-, a trenbolon- az androgénreceptorhoz való kötődéssel a természetes ösztrogén, illetve a tesztoszteron hatását utánozza. Hasonló módon hatnak a tamoxifen, flutamid rákellenes szerek, az atrizin, toxafén rovarirtók és az alkilfenol-etoxilát felületaktív anyagok is.

A xenobiotikumok hatására keletkezett vegyületek, reaktív oxigéngyökök is kifejthetnek káros hatást. Sejtszinten a xenobiotikumok megváltoztathatják a sejt homeosztázisát, károsíthatják a membrán integritását, illetve megakadályozhatják, hogy a sejt képes legyen szabályozni térfogatát, energiaháztartását. A sejt sérülése, pusztulása gyakran a sejt ATP-termelő funkciója sérülésének eredménye, illetve a sejt képtelenné válik a sejten belüli kalciumkoncentráció szabályozására. A sejt működéséhez elengedhetetlen fehérjék termelése, illetve a génexpresszió szabályozása is károsodhat toxikus xenobiotikumok hatására [37].

A különböző hatásmechanizmusokkal a szerves mikroszennyezők biokémiai, élettani, morfológiai változásokat okozhatnak, így az adott szövet, szerv, ezáltal az egész organizmus működését

befolyásolhatják. A molekuláris szintű hatás mérése adja a legkorábbi indikációt egy adott anyag toxikus hatására, azonban ennek az ökológiai relevanciája nem feltétlenül jelentős, mivel léteznek olyan sejtszintű javító mechanizmusok, amelyek ezt korrigálhatják, így nem feltétlenül jelenik meg magasabb szinten. Amikor a toxikus hatást a javító mechanizmusok sem képesek korrigálni, a toxikus hatás magasabb szinten manifesztálódik, például szöveti léziók, viselkedészavarok, csökkent immunműködés, szaporodási zavar, genetikai változás, allergia stb.

Az egyes szerves mikroszennyező-csoportok tagjainak különböző környezet- és egészségkárosító hatásuk lehet. Mivel számos csoport tartalmaz hormonrendszert károsító anyagot, az EDC-hatást alább részletesen tárgyaljuk. Az egyes szerves mikroszennyező-csoportok káros hatásait a *Szerves mikroszennyezők a környezetben II.* című könyv tárgyalja részletesebben [48].

Koktélhatás

Az élő szervezetek nem egyetlen szennyező anyaggal lépnek egyszerre kapcsolatba, hanem a szennyező anyagok keverékével (*koktélhatás*). A keverék összetételétől függ, hogy milyen hatást vált ki. *Additív hatásról* akkor beszélünk, amikor a hatás mértéke az összetevők hatásainak összeadásával kapható meg, az egyes komponensek nem erősítik, de nem is gyengítik egymást, például klórpirifosz és profenofosz esetében [2]. Egy tanulmányban 5 ösztrogénvegyület együttes hatását vizsgálták olyan koncentrációban, hogy az egyes összetevők keverékben használt koncentrációja nem érte el az egyedi, kimutatható hatást, azonban additív hatásuk már végzetes volt a halak számára [47]. A vegyületek keverékben gyengíthetők, kiolthatják egymás hatását, ezt *antagonizmusnak* nevezzük, amely előnyös lehet az élő szervezetek szempontjából, például az endoszulfán és profenofosz egymással antagonista hatású [2]. *Szinergizmus* esetén az egyszerű összeadással kapható hatásnál nagyobb, esetenként többszörös hatást is tapasztalunk, mivel az összetevők egymás hatását erősítik [49].

Az algák növekedésének gátlását figyelték meg antimikrobiális szerek keverékének jelenlétében, de a szerves mikroszennyezők vízinövényekre irányuló koktélhatásáról kevés irodalmi adat van. Az adatok többsége halak, kagylók és vízi gerinctelenek vizsgálatából származik [50]. Nem csak az azonos hatásmechanizmussal működő szerek képesek egymás hatását erősíteni, egymástól teljesen eltérő hatásmechanizmussal működő anyagok is képesek szinergikus hatást kifejteni, amely tovább növeli a káros ökológiai és egészségügyi hatások lehetőségét [47].

Az endokrin rendszert károsító anyagok (EDC-k)

A hormonrendszert vagy más néven az endokrin rendszert zavaró vegyületek az egyik legnagyobb aggodalomra okot adó csoport. A Nemzetközi Vegyi Biztonsági Program (IPCS, *International Programme on Chemical Safety*) definíciója szerint a „*hormonrendszert zavaró anyag* olyan exogén vegyület vagy keverék, amely megváltoztatja a hormonrendszer működését, és ennek következtében káros egészségügyi hatásokat okoz az élőlényben vagy annak utódaiban, vagy a populációban (alpopulációban).” Míg a „*potenciális hormonrendszert zavaró anyag* olyan exogén vegyület vagy keverék, amely olyan tulajdonságokkal rendelkezik, amelyek várhatóan a hormonrendszer zavarásához vezetnek egy ép szervezetben vagy annak utódaiban vagy a populációban (alpopulációban)” [51].

Számos hormonálisan aktív vegyületet lehet kimutatni emberekben, vadon élő állatokban, illetve környezeti mintákban, amelyek közül egyesek tartósan megmaradnak a környezetben, mások idővel lebomlanak. Néhány közülük raktározódik a szövetekben, mások csak rövid ideig vannak jelen az emberi szervezetben, de kritikus fejlődési időszakban. Az EDC-k magukban foglalják a természetes hormonokat, például ösztrogéneket, androgéneket vagy a növényi eredetű fitoösztrogéneket, a szintetikus hormonokat, valamint minden olyan, akár ipari vegyületet vagy mellékterméket is, amelyek megzavarhatják a hormonháztartást, például policiklusos aromás szénhidrogének, poliklórozott bifenilek, dioxinok, furánok, alkilfenolok, egyes gyógyszermaradványok, kozmetikai és testápoló termékek, peszticidek [52].

Közel 800 olyan vegyületet ismerünk, amelyről bebizonyosodott, vagy feltételezhetően zavarja a hormonreceptorokat, a hormonszintet vagy a hormonképződést. Ezek közül csak néhány az, amelyről egyértelműen kimutatható volt, hogy élő szervezetekben is kifejti zavaró hatását [51].

Számos tanulmány jelent meg, amely kapcsolatot mutat az élővilág gazdagságának csökkenése és az EDC-k között, azonban a közvetlen, ok-okozati összefüggés kimutatása legtöbbször lehetetlen, elsősorban azért, mert nehéz elkülöníteni egyetlen kémiai anyag hatását a jelen lévő számos egyéb kémiai anyag, stresszor és ökológiai faktor között. Ezért egyértelműen annyit lehet megállapítani, hogy a vadon élő állatok és növények számának csökkenésében az endokrin rendszert károsító mechanizmusok nagyon valószínűek, de az összefüggéseket legtöbb esetben nem sikerült bizonyítani. A legtöbb humán adat olyan vizsgálatokból származik, amelyet olyan emberek körében gyűjtöttek, akik munkájuk során folyamatosan kapcsolatba kerülnek az adott szennyező anyaggal (például mezőgazdasági munkások peszticidekkel, vegyi anyagot gyártó üzemek munkásai stb.), illetve akik véletlenszerűen, balesetből adódóan nagy mennyiségű vegyszerrel érintkeztek.

Az elmúlt évtizedekben jelentősen nőtt azoknak a tanulmányoknak a száma, amelyek összefüggést mutatnak az EDC-k és egyes emberi betegségek között. Mivel az epidemiológiai vizsgálatok csak kapcsolatot, nem ok-okozati összefüggést tudnak kimutatni, állatvizsgálatokat is fel kell használni, hogy bizonyítékokat lehessen gyűjteni a betegségek és az EDC-k közötti kapcsolatról. Állatkísérletek segítségével kimutathatók ok-okozati összefüggések, azonban a laboratóriumi állatokban kiváltott hatásokból nem minden esetben lehet egyértelműen következtetni az emberben kiváltott hatásra. Mivel emberkísérleteket nem szabad folytatni, az epidemiológiai vizsgálatok segíthetnek ezen kérdések eldöntésében, de többek között a fent említett koktéll hatás miatt sem mindig egyértelmű ezen vizsgálatok eredménye. A helyzetet tovább bonyolítja a betegség kialakulásának komplexitása, amely egyénenként változó lehet. Így sok esetben talán soha nem leszünk képesek egyértelműen igazolni az ok-okozati összefüggést [53].

Működési mechanizmus

A hormonrendszer feladata, az idegrendszerrel szorosan együttműködve, a szervezet homeosztázisának (a belső környezet állandóságának) fenntartása. A hormonokat az úgynevezett belső elválasztású (endokrin) mirigyek (például petefészek, mellékvese, hasnyálmirigy stb.) termelik [54]. Az egymástól távol eső, egymással fizikai kapcsolattal nem rendelkező belső elválasztású mirigyek együttesen alkotják a hormonrendszert, vagy más néven az endokrin rendszert.

A hormonrendszer visszacsatolós finomszabályozás alapján működik, amelynek során a termelt hormon mennyisége visszahat az azt termelő mirigyre, és befolyásolja a további hormontermelést. A hormonrendszer rendkívül finoman hangolt működésébe bárminemű beavatkozás

komoly következményekkel járhat, a hormonrendszert zavaró vegyületeket ezért különösen aggályosnak tekintjük.

Az EDC-k hatásmechanizmusa sokféle lehet, egyes EDC-k közvetlenül hatnak a hormon receptorára, kompetitív módon annak helyére kötődnek, és aktiválják a receptort, vagy gátló hatást fejtenek ki, esetleg megakadályozzák a hormon kapcsolódását a receptorhoz. Más EDC-k azokat a fehérjéket befolyásolják, amelyek a hormonok szállítását végzik, ezáltal gátolják azok normál funkcióját. Egyes mikroszennyezők képesek több hormonreceptorhoz is kapcsolódni. Az EDC-k zavaró hatása többek között meddőséget eredményezhet, vagy csökkent termékenységet, tanulási és memóriazavarokat, szív-érrendszeri betegségeket okozhat. Napjainkra egyértelművé vált, hogy az EDC-k a zsírszövet kialakulását és a súlygyarapodást is befolyásolják, így szerepük lehet az elhízás kialakulásában is. A hormonrendszer zavarására a szöveti fejlődés időszaka a legérzékenyebb. Egy alacsonyabb dózis, amely a felnőtteknél még nem okoz károsodást, a fejlődő szervezetben jelentős károsító hatással bírhat. Ezért fontos mind a fejlődési periódus, mind a hosszú távú nyomon követés, hogy az esetleges látens hatásokat is detektálni lehessen.

Az EDC-k egy részének hatásmechanizmusa hasonló a természetes ösztrogénhez (17 β -ösztradiol vagy E2), és az ösztrogénreceptorhoz képesek kötődni. Ezeket a vegyületeket *xenoösztrogéneknek* nevezzük. Az ösztrogénhatást kiváltó EDC-k a természetes ösztrogénhormonnal kompetitív módon képesek kapcsolódni a progeszteron- és ösztrogénreceptorokhoz, és képesek transzaktiválni mindkét ösztrogénreceptort.

A különböző xenoösztrogének biológiai hatása között jelentős különbségek lehetnek, például a biszfenol-A (BPA) körülbelül 20 ezerszer kevésbé hatásos, mint a 17 β -ösztadiol.

A hormonok alacsony dózisban hatnak, erős affinitással kapcsolódnak a receptoraikhoz. Egyes EDC-k erős affinitással kötődnek nukleáris receptorokhoz (például tributil-ón kötődése a PPAR γ receptorhoz, elhízásban lehet szerepe), így nagyon alacsony dózisban is hatásosak. Az EDC-k akkor is tudnak alacsony dózisban is hatást kiváltani, ha az affinitásuk a receptorhoz gyengébb, mint a receptor természetes liganduma. Ennek több oka lehet, például a receptor nagy abundanciája miatt több receptorhoz is képes kötődni ugyanaz az EDC. Így egy adott EDC hatékonyságát több tényező befolyásolja, és meg is magyarázza, hogy az emberek egyes fejlődési stádiumaik során miért sokkal érzékenyebbek a hormonrendszer zavarására, mint például a magzat- és csecsemőkorban.

Egyes xenoösztrogéneket sokáig nem tartották az emberi szervezetre nézve veszélyes vegyületeknek, mert olyan gyenge hatásúak voltak, hogy nem tudták befolyásolni az ösztradiol működését. Amikor azonban elegendő számú, különböző xenoösztrogén együtt volt jelen – olyan koncentrációban, amelynél az egyes vegyületek önmagukban még nem váltottak ki hatást –, együttes hatásuk már mérhető volt. A kottélhatás-vizsgálatok eredménye alapján kiderült, hogy az egyes hatások jellemzően összeadódnak, így amennyiben ismerjük a keverék összetevőit, megjósolható a kottélhatás is [51].

Az EDC-k számos területen károsan befolyásolhatják az élőlények, közöttük az ember egészségét. Alább néhányat emelünk ki a teljesség igénye nélkül:

- nőtény/női reprodukzív rendszer;
- hím/férfi reprodukzív rendszer;
- vadon élő fajok és populációk számának csökkenése;
- pajzsmirigy működése;
- idegrendszeri fejlődés;
- metabolikus betegségek;
- immunrendszer működése.

Az EE2 és más ösztrogén hatású anyagok a szennyvíztisztítókön keresztül bejutnak a felszíni vizekbe. A világ népességében a fogamzó korú nők 8,8%-a (körülbelül 104 millió nő) szed fogamzásgátlót. Az EE2 napi adagja jellemzően 20–35 µg, amelyet az emberi szervezet bomlástermékek, glükuronid- és szulfátkonjugátok formájában ürít, amelyek kevésbé aktív anyagok. Napjainkra a kutatók felfedezték, hogy a mikroorganizmusok anyagcseréjének eredményeként a bomlástermékek a szennyvíztisztító telepeken az eredeti EE2 vegyületté alakulnak vissza, amely a felszíni vizekbe juthat [55, 56].

A vízi élőlények közül a halakat tartjuk az endokrin rendszert károsító anyagokra az egyik legérzékenyebb csoportnak, illetve a halakat vizsgálták a legalaposabban. Az ivarsejtek termelésének csökkenését, ivarváltást és nemzőképtelenséget mutattak ki halakban. Csigák esetében a tributil-ón hormonrendszert befolyásoló hatását mutatták ki, amelyet gerincesek között halaknál is igazoltak, a halak a csigákhoz hasonlóan érzékenyek bizonyultak a környezeti koncentrációban jelen lévő tributil-ónra [50].

A szerves mikroszennyezők káros hatása a vízi környezetre és a táplálékláncra

A legtöbb új szennyező esetében akut toxikus hatások mg/l koncentrációban jelentkeznek a vízi élőlényeken, míg a környezetben jellemzően a ng/l–µg/l koncentrációtartományban fordulnak elő. A nagyon alacsony koncentrációban előforduló szennyező anyagok feltehetően nem idéznek elő látványos toxikus hatást, inkább apróbb változásokat okozhatnak az élőlény egészségében és élettani működésében. Ezeknek az apróbb változásoknak potenciálisan káros ökológiai hatásai lehetnek, amelyek a populáció szintjén és a biodiverzitás változásában nyilvánulhatnak meg [50]. Az új szennyezők közül számos esetben igazolták a hormonzavaró hatást, amely többek között az ivarsejtek termelésének gátlását, ivarváltást, petefészek-sorvadást, termékenységszökkenést okozhat. A nemzőképtelenség csökkenése közvetlenül hat a populáció méretére, illetve káros hatása lehet a táplálékláncra is [50]. Az új szennyezők viselkedést befolyásoló hatásának is komoly következményei vannak, amelyeket elsősorban a pszichoaktív szerekkel hoznak összefüggésbe. A szorongást csökkentő és antidepresszáns gyógyszerek halak esetében képesek az aktivitást növelni, gátolni az agresszív viselkedést, a napi aktivitás szintjét csökkenteni, és a zsákmányelfogás képességét csökkenteni. A venlafaxin antidepresszáns esetében neurotoxikus hatást mutattak ki [50]. Számos gén változását figyelték meg új szennyezők hatására, amelyek a szteroidtermelést, nemi differenciálódást, immunválasz kialakulását és fejlődését befolyásolták, illetve génextpresszió-változásokat is kimutattak halakban [50].

Az új szennyezők hatásának vizsgálata során gyakran több generáción keresztüli vizsgálat mutat rá a szennyező anyag populációt érintő káros hatására. A több generációt érintő expozíció káros hatására egy kanadai vizsgálat is rávilágított, amelynek során 2 generáción keresztül vizsgálták az EE2 hatását. Csupán az egymást követő harmadik nyáron vált nyilvánvalóvá a káros hatás, azaz a populáció összeomlása, amelyet az adott évben született fiatal egyedek hiánya okozott. Az egyéb hormonális változások mellett a faj szinte teljesen eltűnt a tóból. Bizonyos esetekben az expozíció során az egymást követő generációk érzékenyebben reagálnak a szerves szennyező anyagra, például az EDC-hatású nonilfenol, 17β-ösztradiol és EE2 esetében a második generáció súlyosabb szöveti elváltozásokat mutatott, mint az első generáció [50].

Az élőlények *adaptív változásokkal* igyekeznek alkalmazkodni a megváltozott körülményekhez. Ezt elérhetik genetikai változásokkal, mutációkkal, illetve csak a fenotípusban megjelenő

változásokkal, amelyek során a génállomány nem változik, de segítik a megváltozott körülmények közötti túlélést (fenotípusos heterogenitás) [50].

Amikor a toxicitás az egyed növekedését, szaporodását, illetve túlélését érinti, a hatások a populáció szintjén is megnyilvánulnak. Ezek a hatások leggyakrabban nem specifikusak, így ezen változások csak ritka esetekben vezethetők vissza egyetlen adott környezeti szennyező anyagra. Ahhoz, hogy meg tudjuk jósolni az adott szerves mikroszennyező közvetett és közvetlen hatását a különböző trofikus szintekre, az adott mikroszennyező toxikus hatását vizsgálni kell az egyed, a populáció, a közösség és az egész ökoszisztéma szintjén is. Ezek az adatok azonban legtöbbször hiányoznak. Egyetlen olyan tanulmányról tudunk, amely képes volt minden kétséget kizáróan igazolni egy szerves mikroszennyező közvetett hatását a táplálékláncre [50]. Kidd és munkatársai kísérleti tóban végeztek vizsgálatokat EE2-vel 5–6 ng/l környezeti koncentrációban, amely nem okozott direkt toxicitást a tóban élő algákban, mikrobiális közösségben, zooplanktonban, bentosban. A vizsgálat során mind direkt, mind indirekt hatást kimutattak, amely a tűzcselle közeli kihalását és további halfajok populációcsökkenését okozta a tóban, amelyek közül a tavi pisztráng populációcsökkenését nem az EE2 közvetlen hatása, hanem az általa fogyasztott kis halak populációjának csökkenése, ezáltal csökkenő táplálékmenyisége okozta. További közvetett hatás volt az egyes planktonfajok abundanciájának növekedése, feltehetően a halak populációcsökkenése miatt [57]. Az itt bemutatott vizsgálat olyan kísérleti tóban történt, ahol éveken keresztül viszonylag kontrollált körülmények között tudták vizsgálni a környezetet és a vízi élőlényeket. A tápláléklánc komplexitása miatt, a mikroszennyezők egyes fajokra kifejtett eltérő hatása miatt, valamint a környezetben jelen lévő szerves mikroszennyezők koktéllhatása miatt nehezen jósolható meg az adott mikroszennyező egész ökoszisztémára kifejtett hatása.

Amikor azonban egy adott szerves mikroszennyező okozta környezeti szennyeződés megszűnik, például betiltják a használatát, az érintett biológiai rendszer hosszabb-rövidebb idő alatt képes regenerálódni.

A mikroszennyezők toxikus hatásának meghatározása

A szerves mikroszennyezők és metabolitjaik nagyon alacsony koncentrációban vannak jelen a környezetben, jellemzően nem okoznak akut toxicitást, azonban hosszú távon krónikus betegségek kialakulásához vezethetnek [58]. Az egyik legnehezebb feladat annak megbecsülése, hogy ezek a vegyületek milyen potenciális veszélyt jelentenek az ökoszisztémára, és közvetlenül az emberre. A hosszú évek expozíciójának hatása nehezen mérhető, ennek ellenére a mikroszennyezők környezetben történő jelenlétét, felhalmozódását számos toxikus biológiai hatással hozták összefüggésbe.

A környezeti szennyező anyagok toxikus hatásainak megállapítására többek között az öko-toxikológiai mérések eredményeit használják fel.

Az *ökotoxikológia* a már ismert és az új szennyező anyagok környezetre gyakorolt ökológiai hatását tanulmányozza. Az ökotoxikológia számos tudomány, a fizika, kémia, biológia (mikrobiológia, élettan, botanika, zoológia, ökológia, genetika stb.), toxikológia, statisztika elveit és eredményeit felhasználja. A *környezettoxikológia* a vegyi anyagok környezeti kockázatának meghatározásához szükséges alapvető adatokat szolgáltatja, vagyis a vegyi anyag hatására vonatkozó információkat. A környezeti minőségi kritériumoknak, így a határértékeknek is a vegyi anyag hatásán, a dózis-válasz, illetve a koncentráció-válasz összefüggés ismerete alapján meghatározható, nem káros környezeti koncentráción kell alapulniuk. A vegyi anyagok környezeti

kockázatának számszerűsített értéke képezi az alapját a környezetvédelemmel, környezetgazdálkodással kapcsolatos döntéseknek [59].

Ökotoxikológiai tesztek

Az ökotoxikológiai tesztek alapvető feladata az ökoszisztémát vagy az egyes ökoszisztémagombokat károsító vegyi anyagok hatásának mérése standard körülmények között. A környezetben megtalálható szerves mikroszennyezők esetében nem vizsgálhatunk dózist, mint például mérgezések esetén, amikor mérhető, hogy az adott anyagból mennyi jutott a szervezetbe. Ezért az ökotoxikológiai vizsgálatoknál dózis helyett környezeti koncentrációkat kell vizsgálni. A vízi környezetben élő állat, például hal, a vízben található mikroszennyezőket több forrásból fel tudja venni: a táplálékkal, a bőrön, kopoltyún keresztül.

Az ökotoxikológiai tesztek oszthatóak a

1. tesztelés időtartama;
2. tesztorganizmus faja;
3. tesztrendszer fajösszetétele szerint.

Az akut toxicitás, vagyis a vegyi anyagnak egyszeri kitettség alkalmával kiváltott direkt hatását *akut tesztek* segítségével mérjük. Ezek általában 24–96 óra időtartamúak a leggyakrabban alkalmazott tesztorganizmusoknál (például alga, *Daphnia*, hal, madár, patkány, csírázásgátlási és növény-növekedési tesztek), míg mikroorganizmusok esetében néhány percesek. Az ökotoxikológiai vizsgálatokhoz alkalmazott tesztorganizmusok jellemzően, de nem kizárólag egy fajhoz tartoznak. Gyakran előfordul, hogy az akut toxicitás mérésekor a vizsgálati idő lejártá után jelentkezik hatás, emiatt szükséges hosszú távú, úgynevezett krónikus tesztek elvégzése is.

A *krónikus tesztek* időtartama függ a tesztorganizmus életidejétől és reprodukciós ciklusának hosszától. A kísérleti élőlény élethosszának nagyobb részét magában foglalja, csupán egy-két generációt fog át. Jellemzően 20–30 napig tartanak, de ritkán akár 200 napig is eltarthatnak. A krónikus tesztek során az utódnemzésre gyakorolt hatást is mérni lehet, ezeket *reproduktívási teszteknek* nevezzük, míg az utódokban jelentkező fejlődési rendellenességeket *teratogénitási teszteknek* [49].

Az *egyfajú tesztek*et általában akut tesztelésekhez használjuk, de körültekintően kell eljárni a megfelelő tesztfaj kiválasztásánál. Egyfajú tesztet érdemes végezni a toxikus hatások prognosztizálásánál, illetve ha egy adott faj védelme az elsődleges célunk, míg a teljes ökoszisztémára vonatkozó hatás előrejelzésére a több fajt alkalmazó tesztek használatosak.

A *több fajt alkalmazó tesztek* két vagy több faj közötti, illetve a közösségen belüli kölcsönhatásokat vizsgálják, illetve elemezhető az élő szervezet kölcsönhatása az abiotikus faktorokkal, például adott szerves mikroszennyezővel [60]. A több fajt alkalmazó tesztek a *mikrokozmosz* és *mezokozmosz* modellek, valamint a szabadföldi kísérletek [61].

A tesztelésre szánt anyag koncentrációjának növelésével mérjük a tesztorganizmuson kiváltott hatást, azaz az *ökotoxikológiai végpontot*, amely mindig az adott vizsgálati céltól függ, lehet bármilyen biokémiai, fiziológiai, genetikai vagy *morfológiai változás*, de lehet *ökoszisztémaszintű változás* is, például fajeloszlás változása.

Biokémiai, fiziológiai változás mérésére gyakran enzimaktivitás-változást mérnek, például ATP-áz, luciferáz aktivitást. A vízvizsgálatoknál használt BOI₅ respirációs teszt is a biokémiai vizsgálatok közé tartozik, amely a víz mikrobiomjának vagy a tesztorganizmusnak a légzését (oxigénfogyasztását) méri [60].

A *karcinogenitás (rákkeltő hatás) és a mutagenitás* kimutatására egyre inkább a szövet-tenyészeteket és mikroorganizmusokat alkalmazó géntoxikológiai gyorseszteket használják, amelyek végpontja a mutáció. A leggyakrabban használt tesztek az Ames-teszt, az SOS-chromotest és a Mutatox-teszt [60].

A rákkeltő hatású anyagok osztályozását a Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (*IARC, International Agency for Research on Cancer*) osztályozása alapján végezzük (1. táblázat).

1. táblázat: A daganatkeltő anyagok besorolása az *IARC* szerint [62]

IARC osztály	Magyarázat	Nyilvántartott anyagok száma	Példák [62]
1	Emberben epidemiológiai adatokkal is bizonyítottan daganatkeltő anyagok	120	lindán, PCB-126, benzo[a]pirén
2A	Emberben valószínűleg daganatkeltő anyagok (állatkísérletekben bizonyított hatás, de a humán epidemiológiai adatok még nem elegendők vagy nem konkluzívak)	83	sztirén, glifozát
2B	Emberben feltehetően daganatkeltő anyagok (állatkísérletekben valószínű daganatkeltő hatás, humán epidemiológiai adatok hiányoznak vagy elégtelenek)	314	Microcystin-LR, vinil acetát
3	Emberben daganatkeltés szempontjából nem besorolható anyag	500	dikofol, fenol
4	Nem rákkeltő		

A koncentráció és a hatás összefüggését ábrázoló úgynevezett dózishatás vagy *koncentráció-hatás görbe* legtöbbször szigmoid alakú. Ez a görbe a vegyi anyag koncentrációjának függvényében ábrázolja a toxikus hatást, vagyis a tesztorganizmus válaszát [49].

Akut vizsgálatok esetén a koncentráció-hatás görbéről leolvasható a görbe meredeksége, valamint a 10, 20, 50 vagy 90%-os gátlást okozó koncentráció, ezt különbözőképpen lehet megadni [49]:

- *azonos hatásos koncentráció* (EC, *effective concentration*), például EC_{50} , az 50%-ra csökkent válasz elérésekor (például lumineszcencia esetén a fényintenzitás felére csökken) mért vegyianyag-koncentráció;
- *halálos koncentráció* (LC, *lethal concentration*), például LC_{50} , amennyiben a végpont a letalitás, akkor az a vegyianyag-koncentráció, amely a tesztorganizmusok felét elpusztítja.

A *krónikus toxicitás vizsgálatok során* nyert koncentráció-hatás görbékből az alábbi értékeket szokták megadni [49]:

- **LOEC** (*lowest observed effects concentration*): az a legkisebb *koncentráció*, amelynek hatása már megfigyelhető.
- **LOEL** (*lowest observed effects level*): az a legkisebb *dózis*, amelynek hatása már megfigyelhető.
- **NOEC** (*no observed effects concentration*): az a legnagyobb vegyianyag-koncentráció, amelynek még nincs megfigyelhető hatása egy élőlény hosszú távú kitettsége esetén. A **NOEC** és a **LOEC** egymásból számítható ki: $NOEC = LOEC/2$.
- **NOEL** (*no observed effects level concentration*): a **NOEC** analóg kifejezése, az a legnagyobb *dózis*, amelynek még nincs megfigyelhető hatása egy élőlény hosszú távú kitettsége esetén, ezt a dózisokat alkalmazó toxikológiában használják.

- **NOAEC** (*no observed adverse effects concentration*): az a legnagyobb vegyi anyag-koncentráció, amelynek még nincs megfigyelhető hatása egy élőlény hosszú távú kitétsége esetén.
- **NOAEL** (*no observed adverse effects level*): az a legnagyobb vegyi anyag-dózis, amely még nem okoz megfigyelhető káros hatást.
- **MATC** (*maximum allowable toxicant concentration*): a szennyező anyag maximális, még megengedhető koncentrációja. A **LOEC**- és **NOEC**-érték átlagaként számítható: $MATC = (LOEC + NOEC)/2$. A MATC-érték krónikus hatáson alapuló küszöbkoncentráció, amelyet környezeti minőségi kritériumként is alkalmazhatnak, illetve olyan vegyi anyag-határértékként, amelynek meghatározásakor a vegyi anyag káros (például toxikus, mutagén stb.) hatását vették figyelembe.

A fenti értékek a vizsgált vegyi anyag hatásait mutatják környezettoxikológiai vizsgálatokban. Azonban az emberre vagy az egész ökoszisztémára vonatkozó hatások vizsgálatára közvetlenül nincs mód, így a toxikológiai és ökotoxikológiai tesztek eredményeinek extrapolációjával vagy statisztikai adatok alapján következtetünk egy adott vegyi anyag emberre, illetve az ökoszisztéma egészére vonatkozó hatásaira. Az *ökoszisztémára előrejelezhetően károsan nem ható, legnagyobb szennyezőanyag-koncentráció* a **PNEC** (*predicted no effect concentration*), amelyet leggyakrabban faktoriális módszerrel képeznek akut és/vagy krónikus ökotoxikológiai teszteredményekből. A bizonytalansági faktorok 1 és 1000 között változnak, a nagyobb szám a nagyobb bizonytalanságra utal. Az alkalmazott biztonsági faktorok a felhasznált tesztek információtartalmával és környezeti realizmusával arányosak [49]. A **PNEC**-értéket szokták alkalmazni a környezeti minőségi kritériumok és határértékek megállapítására.

A *mikrokozmosz modellek* laboratóriumban végzett „kis méretű, sokfajú ökológiai tesztrendszerek, amelynek felhasználási célja ökotoxikológiai tesztelés, biodegradáció és bioakkumuláció vizsgálata, veszélyes vegyi anyagok viselkedésének és hatásának jellemzése komplex ökológiai rendszerben. Az egyetlen fajt alkalmazó *ökotoxikológiai tesztekhez* képest környezeti realitása nagyobb, jobban modellezi az ökoszisztémát, jól vizsgálhatók a fizikai-kémiai és biológiai kölcsönhatások a szennyező anyag, a környezeti elem és fázis, valamint a biota egyes tagjai között.”[49]

Nem létezik olyan teszt, amely minden toxikus anyag tesztelésére alkalmas, illetve minden tesztorganizmus máshogy reagál ugyanarra a szennyezőre. Ezért jellemzően különböző fejlettségű szervezeteket használnak, a baktériumoktól egészen az emlősökig. A vizsgálatok lefolytatását szigorú előírások, szabványok szerint kell végezni, hogy az EU bármely laboratóriumában végzett vizsgálattal össze lehessen hasonlítani.

Fejezetzáró kérdések

1. Milyen egészségügyi károsodásokat okozhatnak a xenobiotikumok?
2. Milyen mechanizmusokkal okozhatnak toxikus hatást a xenobiotikumok?
3. Mit jelent a koktéllhatás?
4. Mik azok az EDC-k? Miért tekintjük az EDC-ket különös aggodalomra okot adó vegyületeknek?
5. Milyen módon befolyásolhatják az EDC-k az élőlények egészségét?
6. Mi az oka, hogy nehezen mutatható ki a szerves mikroszennyezők ökoszisztémára kifejtett hatása?
7. Mire használjuk az ökotoxikológiai teszteket?
8. Melyek az ökotoxikológiai tesztek fő típusai?

[Vákát oldal]

A szerves mikroszennyezők sorsa a szennyvíztisztítóknál

A szennyvíztisztítás elsődleges célja az egészség védelme, a patogénciklus megállítása, valamint az ökoszisztéma biztonsága és a befogadó víztestek védelme. A szabályozás alá eső anyagok, például szerves anyagok, növényi tápanyagok, patogének eltávolítása általában megvalósul, és koncentrációjukat a szabályozási szint alatt lehet tartani a szennyvíztelepi elfolyókban, ezáltal a befogadót tehermentesíthetjük. A szerves mikroszennyezők azonban nem távolíthatók el teljes mértékben a szennyvíztisztítás folyamán, így azok egyik legjelentősebb pontforrása a szennyvíztisztító telepekből kifolyó tisztított szennyvizek. Különösen az új szennyezőket övezi aggodalom, amelyekre nincsenek határértékek, illetve a hagyományos szennyvíztisztítási módszerekkel nem távolíthatók el gazdaságosan. A szennyezők jelentős hányada bár a tisztítás során a szennyvízből kiválasztásra kerül, de gyakran az iszapban marad, és a hagyományos iszapkezelési módszerek, például komposztálás, biogáztermelés sem bontja el teljesen, így trágyaként való felhasználása a mezőgazdaságban további mikroszennyező-forrás.

A mikroszennyezők eltávolításának alapvető módjai

A legtöbb kommunális szennyvíztisztítót elsősorban a szén-, nitrogén- és foszfortartalmú szerves anyagok eltávolítására tervezték, nem volt cél a szerves mikroszennyezők eltávolítása, különösen nem a perzisztens és toxikus mikroszennyezők eltávolítása.

A szennyvíztisztítás során az *elsődleges* vagy *mechanikai tisztítási fokozat* célja a lebegő és ülepedő szilárd anyagok (zsír, olaj, homok) *fizikai* eltávolítása. A hidrofób mikroszennyezők erősen kötődhetnek az előülepitőből származó primer iszaphoz, ezért részben eltávolíthatók az oldott fázisból a folyamat során [63].

A *másodlagos fokozat* vagy *biológiai tisztítási fokozat* fő célja a szerves anyagok és/vagy a tápanyagok eltávolítása *biológiai* folyamatok segítségével (például aerob vagy anaerob rendszerekben). Ebben a lépcsőben a mikroszennyezők egy része vagy teljesen (mineralizáció) lebomlik, vagy részben, átalakulási termékekké bomlik.

A *harmadlagos fokozat* a tisztított víz befogadóba engedése előtti kezeléseket jelenti. A mechanikai és biológiai folyamatok ellenére mindig maradhatnak olyan komponensek a tisztított szennyvízben, amelyek veszélyt jelenthetnek a befogadóra. A harmadlagos tisztítási fokozat célja a patogének, a különböző nitrogénformák (ammónium, nitrát) és a foszfát eltávolítása, amely jellemzően kémiai (vegyszeres foszforkicsapás, UV-fertőtlenítés stb.) és biológiai (például baktériumokkal, mikroalgákkal [64]) folyamatok eredménye.

A *negyedleges tisztítási fokozatok* a befogadók fokozottabb érdekében az *antropogén eredetű mikroszennyezők mennyiségének csökkentését célozzák*, mivel a szerves mikroszennyezők az elsődleges, másodlagos és harmadlagos tisztítási fázis során nem távolíthatók el teljesen. A negyedleges fokozat lehet kémiai (például kicsapás, oxidáció), fizikai (membránszűrés, aktív szén), vagy akár biológiai (például nehézfémmegkötés mikroalgákkal).

A különböző fokozatokban használt három alapvető eltávolítási mód a fizikai, a kémiai és a biológiai elimináció, amelyeket az alábbiakban részletezünk.

Fizikai eltávolítás

A szennyvíztisztítás előmechanikai részében a durva rács eltávolítja (visszatartja) a 10 mm-nél nagyobb szennyezőket, a finomrács a 2-3 mm-nél nagyobbakat. A homokfogó leválasztja a 0,1 mm-nél nagyobb diszkrét szemcséket, a homokot és a zsírokat, majd az előüleptető a partikulált anyag (TSS, lebegőanyag) mintegy 60%-át távolítja el. Azonban a hagyományos technológiába integrálni kell szofisztikáltabb fizikai elven működő módszereket, amelyek gyakran utótisztítási lépésben alkalmazandók.

Aktív szén felületén a szerves szennyező anyagok adszorpciójával a legtöbb, alacsony és közepes molekulásúlyú szerves anyag hatékonyan eltávolítható a folyadékfázisból. Mind a granulált (GAC) és a por alakú (PAC) aktív szén elterjedt erre a célra. A por alakú aktív szenet igen hatékony megoldásnak tekinthetjük a legtöbb perzisztens szennyező eltávolítására. Az aktív szén előnye, hogy megfizethető, és mind folyamatosan, mind szezonálisan vagy alkalomszerűen is használható. A PAC előnye, hogy nagyobb összfelületet biztosít a megkötéshez. Hátránya, hogy könnyen telítődik, így a hatékonyság növelése szempontjából fontos jól megválasztani az alkalmazás helyét.

A *membránszűrés* olyan elválasztási folyamat, amely a membránok félígáteresztő tulajdonságán alapul, a vizet áteresztí, és a membrán típusától függően visszatartja az oldott vagy szuszpendált anyagokat. A membránszűrés négy fő típusát különböztetjük meg: 1. mikroszűrés (MF), 2. ultaszűrés (UF), 3. nanoszűrés (NF), és 4. reverz ozmózis (RO). Bár a mikro- és ultaszűrők hatékonyan csökkentik a turbiditást, nem hatékonyak a szerves mikroszennyezők eltávolításában, mivel a pórusméretek jóval nagyobbak, mint a szennyezők molekulaméretei. A szerves mikroszennyezők mérete jellemzően 1000 Da alatti, néhány kivételtől eltekintve (például makrolid antibiotikumok) jellemzően 100–400 Da közötti. Ezzel szemben a mikro- és ultaszűrő membránok pórusmérete 10–500 ezer Da közötti, vagyis méret alapján ezek nem képesek visszatartani a szerves szennyezőket. A NF-membránok a >200 Da molekulaméretű, míg az RO-membránok a 100–150 Da molekulaméretű szennyező anyagokat jó hatékonysággal távolítják el [65]. Membránszűrést csak kevés országban alkalmaznak szennyvizek utótisztítására, de az NF- és RO-membránokat magas költségük miatt nem használják. Magyarországi membránszűrést alkalmazó szennyvíztisztító telepek: Oroszlány (2004), Karcag (2006), Hegyesd (2006), Budajenő (2008), Veresegyház (2012), Zsana (2012), Budakeszi (2015) [66].

A molekula mérete alapján történő eltávolítás mellett két másik eltávolítási mechanizmus, a töltés alapján történő eltávolítás és az adszorpció is hozzájárul a szerves mikroszennyezők eltávolításához. A membrán felületén található polimerek megkötik a szerves mikroszennyezőket, így azok kivonhatók a tisztítás során.

Fontos hangsúlyozni, hogy akármilyen hatékonyak a membránok, a megszárt szerves mikroszennyezőket csak visszatartják, esetleg koncentrálják, így azok további kezeléséről is gondoskodni kell.

A szerves mikroszennyezők eltávolítására ígéretesnek bizonyulnak a ciklodextrin alapú anyagok. A ciklodextrinek hat, hét vagy nyolc α -D-glükopiranoz egységből álló ciklikus oligoszacharidok. Felépítésüknek köszönhetően képesek növelni az oldhatóságot. Külső felületük poláris, így vízben oldódnak. Úgynevezett zárványkomplexeiket képesek képezni, ezáltal növelik

a hidrofób molekulák vízdékonyságát [67]. A polimer többször regenerálható anélkül, hogy hatékonyságából veszítene, és hatékonyságában sokszorosa az aktív szénnek, számos szerves mikroszennyezőt (peszticid, gyógyszermaradványok, biszfenol) hatékonyan távolított el környezeti koncentrációban [68]. A ciklodextrán alkalmazása még nem terjedt el, de ígéretesnek bizonyul a szerves mikroszennyezők eltávolításában.

Biológiai lebontás

A biológiai szennyvíztisztítás során a *biodegradáció* a domináns szerves mikroszennyező-eltávolítási mód, különösen a gyógyszerek és kozmetikai termékek (PPCP-k), EDC-k, műanyag lágyítók és a felületaktív anyagok eltávolításában. A mikroszennyezők biodegradációja két fő mechanizmussal mehet végbe, ezek a metabolizmus és a kometabolizmus (lásd 3. fejezet). A szennyvíztisztító rendszerekben a legtöbb szerves mikroszennyező nem a mikrobák anabolikus vagy katabolikus útjába lép be, hanem a mikrobák a környezetben megtalálható növekedési szubsztrátum felhasználásával építik fel sejtjeiket, mellékesen pedig enzimatikusan átalakítják a mikroszennyezőt olyan molekulává, amelyet a mikrobiális konzorcium másik tagja már képes metabolizálni és növekedési szubsztrátumként felhasználni (kometabolizmus). A szerves mikroszennyezők biodegradációval történő eltávolítása a szennyvíztisztítóknál pozitív összefüggést mutatott a magas ammóniumoxidációs aktivitással, feltehetően a nitrifikáló baktériumok széles metabolikus spektruma miatt.

A hagyományos *eleveniszapos* rendszerek nem biztosítanak hatékony eltávolítást a szerves mikroszennyezők nagy részére. A *kötött biomasszát* tartalmazó, például fix- és úszóágyas rendszerek jobb alternatívák a hagyományos eleveniszapos rendszerhez képest, ahol a felületen a mikroorganizmusokból, törmelékekből, illetve a mikrobák által termelt extracelluláris polimerekből (EPS) álló biofilm alakul ki. Ez a rendszer több szempontból is hatékonyabb szerves-mikroszennyező-eltávolítást tesz lehetővé:

- javítja az oxigéntranszportot a szennyvízkezelés során, nagyobb nitrifikációs rátát és nagyobb biomassza-koncentrációt lehet elérni;
- hatékonyabb a szervesanyag-eltávolításban, viszonylag rövid HRT esetén is hosszú SRT (iszapkor) érhető el;
- lehetővé teszi a kis fajlagos mikrobaszaporulati sebességgel rendelkező mikroorganizmusok túlélését is;
- kevésbé érzékenyek a változó vagy szakaszos befolyásokra;
- kisebb reaktorméret és kisebb tér szükséges, mivel a biomassza koncentráltan van jelen.

A *biofiltráció* a szerves szennyezők eltávolításának hatékony módja, amelynek során az előkezelt szennyvizet szűrőn vagy oszlopon juttatják át, amelynek belsejében felszínhez kötődve találhatók a mikroorganizmusok. Specifikus baktériumtörzsek használhatók specifikus anyagok lebontásához. Az aktív szénszűrőkhöz képest előnyösebbek, mert a szerves szennyezőt nem csupán fizikai úton távolítják el, hanem a lebontását is elvégzik, és sokkal tovább megtartják adszorpciós kapacitásukat [69].

A biodegradációban legtöbbet a baktériumok hatását vizsgálták, azonban a gombák irányába is elmozdult. A ligninbontó gombákat vizsgálták laboratóriumi körülmények között, és hatékonynak bizonyultak több típusú szerves mikroszennyező lebontásában. Bár a lignin a cellulóz mellett a második leggyakoribb biopolimer, a legtöbb élőlény nem képes bontani. Bontását elsősorban gombák és egyes baktériumok végzik. A ligninbontó mikrobákkal végzett

vizsgálatok egyes mikroszennyezők bontásában is biztatóak, de használatuk a szennyvíztisztító telepeken még sok kérdést felvet, és további kutatást igényel [70].

Kémiai elimináció

A legjellemzőbb szennyvíztisztítási folyamatok során a tisztított szennyvízben szerves anyagok és patogének maradhatnak, amelyek eltávolításához és a víz fertőtlenítéséhez oxidálószerkeket alkalmaznak. A leggyakrabban használt vegyszerek, illetve oxidációs módszerek a klórozás, az ózonizálás, a hidrogén-peroxid és a klór-dioxid alkalmazása.

A *korszerű oxidációs folyamatok (AOP-k)* a toxikus szerves szennyező anyagok eltávolítását hatékonyabban végzik, mint a hagyományos fertőtlenítőszerkeket, azonban ezek sem egyformán hatékonyak minden mikroszennyező esetén. Az AOP-k jellemzően erős oxidálószerkeket használnak önmagukban vagy különböző kombinációban, például hidrogén-peroxidot (H_2O_2), ózont (O_3), katalizátort (vasion, elektródok, fémoxidok), sugárzást (UV, napfény, ultrahang). Ezeket a folyamatokat a biológiai kezelés előtt és után is alkalmazzák az eltávolítandó szennyező anyagok típusától függően.

Az AOP-folyamatok első lépésében reaktív oxigénformák, például hidroxilgyökök ($OH\cdot$) képződik. Ezek az erős oxidálószerkeket reakcióba lépnek a vízben oldott, nehezen lebontható szerves szennyező anyagokkal, majd azok oxidációját és viszonylag gyors lebomlását eredményezhetik.

Az O_3 közvetlenül, illetve közvetve, $OH\cdot$ gyökök keletkezésével képes a szennyező anyagok kémiai degradációjára. A kémiai átalakulás során előfordul, hogy a molekula nem bomlik, hanem toxikusabb átalakulási termékke alakul. Az ózonizálás gyakran eredményez oxidációs vagy fertőtlenítési mellékterméket, például N-nitrozo-dimetil-amint (NDMA) és bromátot [65].

Egyes szerves mikroszennyezők hatékonyan bomlanak le mind O_3 , mind $OH\cdot$ gyökök jelenlétében, például a naproxén, karbamazepin, az atrazin és meprobamat csak a reaktív $OH\cdot$ gyökökre érzékeny, míg mások, például a TCEP lágyítószer, égéskésleltető mind az ózonnak, mind az $OH\cdot$ gyököknek ellenáll [69].

Az UV/ H_2O_2 reakciók során a H_2O_2 katalízise történik UV-irradiáció hatására, amelynek hatására szintén $OH\cdot$ gyökök képződik.

A katalitikus folyamatok közül mind a homogén, mind a heterogén katalitikus reakciók hatékonyak lehetnek a szerves mikroszennyezők eltávolításában. A *homogén katalízis* során a katalizátor és a reaktáns ugyanabban a fázisban vannak. A *foto-Fenton reakció* a H_2O_2 katalitikus lebomlását jelenti ferro vassal savas pH-n és UV-Vis vagy napfény hatására, amelynek eredményeként $OH\cdot$ gyökök képződik. A foto-Fenton reakció igen hatékonyan képes eltávolítani az ellenálló szerves mikroszennyezőket komplex vizes környezetből [65]. A folyamat hátrányai közé tartozik a pH beállítása, az iszap elhelyezése, valamint a H_2O_2 és a katalizátor magas költsége.

A *heterogén katalízis* során a katalizátor és a reaktáns külön fázisban vannak, a reakció a határfelületen, a szilárd anyag felületén játszódik le. A folyamat lejátszódásához a reaktánsnak meg kell kötődnie a felületen, mint például az UV/ TiO_2 heterogén fotokatalízis során, amelynek során a szerves mikroszennyező lebomlik a fény által gerjesztett reaktív gyökök vagy a katalizátor felületén történő direkt oxidáció során [65].

A szerves mikroszennyezők eltávolítási hatékonysága a különböző szennyvíztisztító rendszerekben

Léteznek olyan megoldások, amelyek segítségével növelhető a szerves szennyező anyagok eltávolítási hatékonysága, de nincs egyetlen olyan megoldás, amely az összes szerves mikroszennyező eltávolítására megoldást nyújt.

Az alábbiakban a különböző szennyvíztisztítási technológiák CEC eltávolítási hatékonyságát mutatjuk be.

CAS- és MBR-rendszerek

A *hagyományos eleveniszapos (CAS, conventional activated sludge)* rendszerekben a fő eliminációs mechanizmus a biodegradáció és a bioszorpció. A mikroszennyezők lebontási hatékonysága számos tényezőtől függ, például iszapkortól (SRT), F/M tápanyag/mikroorganizmus tömegarányától (F/M, a levegőztetett, nem levegőztetett zónák elhelyezkedésétől, pH-tól és hőmérséklettől. A hosszabb SRT számos szerves mikroszennyező lebontásának a hatékonyságát növeli, például az eritromicinét, 17 α -etinil-ösztadiolét [71]. Az alacsony F/M arány növeli a mikrobiális diverzitást, a magas biomassa koncentráció pedig nagyobb stabilitást, és a lökésszerű terheléseknek jobb ellenállást biztosít, elősegíti a jobb mikroorganizmus – szerves szennyező kapcsolatot, amely segíti a lebomlást. Továbbá a szennyvíz hőmérséklete és a szezonális hőmérséklet-változások is fontos szerepet játszanak a szerves mikroszennyezők lebontásában. 15–20 °C között jobb eltávolítás jellemző, mint 10 °C alatt, illetve 45 °C felett [70, 71].

A szerves szennyező eltávolításának hatékonysága nagyban függ a hidraulikai tartózkodási idő HRT- és SRT-értékeitől. A legrosszabb teljesítményt HRT ≤ 7 óra, és SRT $\leq 1,9$ nap esetén figyelték meg [71].

Negatív elimináció olyan esetekben fordulhat elő, amikor a befolyó szennyvízben az adott mikroszennyező alacsonyabb mennyiségben van jelen, mint a tisztított szennyvízben. Ennek egyik oka, hogy a sok mikroszennyező-konjugátum, például glükuronidkonjugátumok formájában ürül a szervezetből, amelyet a mikroorganizmusok a szennyvízkezelés során visszaalakítanak kiindulási vegyületté, így a befolyó szennyvízben nem, de a szennyvízkifolyóban megjelenik (egyes EDC-k).

A *membrán bioreaktorok (MBR, membrane bioreactor)* kombinálják a biológiai tisztítást és a membránszűrést (általában mikro- és/vagy ultraszűrés), jellemzően hatékonyabbak a mikroszennyezők eltávolításában, mint a hagyományos eleveniszapos rendszerek.

Az MBR esetében is a biodegradáció és a szorpció a fő eltávolítási mechanizmus, nem a szűrés, azonban az eleveniszapos rendszerekhez képest a magasabb biomassa-koncentráció, a hosszabb iszapkor elősegíti a mikrobaközösség olyan összetételét, amely sikeresebben bontja le a biodegradációra kevésbé érzékeny szerves mikroszennyezőket. Azonban nem bizonyul hatékonyabbnak az eleveniszapos rendszerekhez képest például a hidrofil vegyületek esetében, amelyek a CAS-rendszerben is viszonylag jól bomlanak, illetve a biodegradációnak erősen ellenálló szerves szennyezőkkel szemben sem jelent előnyt. Az MBR előnye a hidrofób vegyületek ($\log K_{ow} > 3$) eltávolításában van, például diklofenák, EE2, E2, EHMC, azitromicin, tiallát, oxadiazon, amelyek szorpciója és rendszerben töltött ideje növeli az eltávolítási hatékonyságot [71]. Nem hidrofób esetekben a szorpció limitált, és elsősorban a biodegradáció a fő eltávolítási mechanizmus.

Mindkét rendszer hatékonyságának növelése érdekében különféle módosításokat teszteltek, amelyekkel növelhető a szerves mikroszennyezők lebontásának hatékonysága. A hibrid rendszerek a CAS- és MBR-rendszereket kombinálják más technológiákkal, például biofilm hordozókkal, fix- vagy úszóágyas növekedési rendszerekkel, keresztkötött enzimaggregátumokkal. Más esetekben a biológiai üzemeltetési körülmények (oxikus, anoxikus környezet) változtatásával próbálják növelni a biodegradáció hatékonyságát, illetve nem eleveniszap- vagy MBR-alapú kezelési módokat alkalmaznak [70].

Új lépcsők beépítése a hagyományos eleveniszapos rendszerbe, illetve az MBR-rendszerekbe minden esetben bizonyos szintű hatékonyságnövekedést jelentett a szerves mikroszennyezők eltávolításában, azonban az újabb lépcsők beépítése jellemzően csökkenti a folyamat hatékonyságát, így új lépcsők beépítésekor figyelembe kell venni a műszaki és anyagi következményeket is.

Úszóágyas biofilm reaktorok (MMBR)

A fő eliminációs mechanizmus a biodegradáció. Mivel alacsony szervesanyag-terheléssel működik, sokkal kevesebb fölösiszap keletkezik, így a fölösiszappal sem jut ki annyi szerves szennyező, mint a CAS- és MBR-rendszerek esetében. A mikroorganizmusok biofilm formájában növekednek, és a felszínként szolgáló hordozó közeg a rendszerben marad, így az SRT jelentősen megnő, ami fontos tényező a szerves mikroszennyezők eltávolításánál. A hordozó közeg geometriája és a környezeti körülmények (hidrodinamikai nyírás, tápanyag-ellátottság) vékony (~50 µm) vagy vastag (>200 µm) biofilm kialakulását is lehetővé teszik, különböző diverzitással, mikrobasűrűséggel, különböző redox körülményeket lehet létrehozni. A vékony biofilm magas nitrifikáló aktivitást eredményez, ez elősegíti a diklofenák, szulfametoxazol, eritromicin, atenolol biotranszformációját, míg a vastag biofilm nagyobb mikrobadiverzitást eredményez, ami a vizsgált mikroszennyezők >60%-ánál növelte az eltávolítási hatékonyságot. A megfelelő töltet használatával és a megfelelő üzemeltetési paraméterek kombinálásával növelhető a szervesmikroszennyező-eltávolítási hatékonyság [71].

Algatavak

Az algák felhasználása a szennyvíztisztításban több évtizedre nyúlik vissza, azonban mégsem terjedt el széles körben. Az algák jellemzően nem önmagukban, hanem baktériumokkal együtt alkotott konzorciumokban léteznek, és egymást segítve végzik a szennyvíz tisztítását. Az alga kezelt szennyvíz utótisztítását végzi, vagy olyan ipari szennyvizek kezelésére alkalmas, amely alacsony szerves-, illetve növényitápanyag-tartalmú.

A tisztítás alapvetően aerob környezetet igényel. Ugyanúgy, mint a hagyományos rendszereknél, a fázissétválasztás (algák ülepítése) külön térben történik, majd vissza kell juttatni az így leválasztott biomassa nagy részét a biológiai térbe.

Az algatavakra jellemző hosszú HRT (4–20 nap) előnyös lehet az alacsony kinetikájú CEC-eltávolítási mechanizmusok szempontjából, például elegendő időt biztosít a hidrolízishez vagy a dekonjugációt követő biodegradációhoz. Az algatavak esetében a fotodegradációs mechanizmusok is jelentősek a nagy vízfelület miatt [72], továbbá a jelentős napi pH- (pH 7–11), oldottoxigén- (2–25 O₂ mg/l) és a hőmérséklet- (klímától függő) változás

kedvez a CEC-eltávolítási mechanizmusoknak. Továbbá az algatavak esetében a *szorpció* is említésre méltó eltávolítási mechanizmus, amelynek során a biotomassza felületén tapadhatnak meg a szerves mikroszennyezők.

Több tanulmány vizsgálta kezeletlen, illetve kezelt szennyvízből a CEC-eltávolítási hatékonyságot különböző méretű (14–1000 literes) algatavaknál: 48%-os eltávolítási hatékonyságot 17 PCP esetben, teljes ciprofloxacín-eltávolítást, és hatékony tetraciklin-csökkentést (93, illetve 69% két különböző kísérletben) tapasztaltak [73]. Alga-baktérium közösséget felhasználó fotobioreaktorok szervesmikroszennyező-eltávolítási hatékonyságának vizsgálatakor megállapították, hogy a hagyományos, egylépcsős algatavakhoz képest az anaerob–anoxikus–aerob lépcsős algatavak nagyobb CEC-eltávolítási hatékonyságot biztosítottak [73].

Természetközeli szennyvíztisztítók

A természetközeli szennyvíztisztítók esetében a fizikai, kémiai és biológiai folyamatok kombinálása történik egymással párhuzamosan, ami segíti a szervesmikroszennyező-eltávolítást. A fő eltávolítási mechanizmusok [71]:

1. *fotodegradáció*: a nagy vízfelületek lehetővé teszik a fény által történő lebomlást, azonban a szezonális változások, az alacsonyabb fényintenzitás, illetve a nagyobb vízmélységek csökkentik a fotodegradáció hatékonyságát;
2. *volatilizáció*: az előbb említett paraméterek szintén befolyásolhatják az illékony anyagok eltávolítását;
3. *fitoremediáció*: a növények diffúzióval közvetlenül felveszik a mikroszennyezőket, és beépítik szöveteikbe, illetve metabolizálják azokat, sok esetben kevésbé toxikus anyaggá;
4. *adszorpció*: a természetközeli szennyvíztisztítók kialakításánál használt közeg (töltet) segíti a mikroorganizmusok megtapadását és a növények növekedését, valamint elősegíti a szerves mikroszennyezők adszorpcióját;
5. *ülededés*;
6. *biodegradáció* [74].

Mikroszennyezők eltávolítása a szennyvíziszapból

A szennyvíztisztító telepek jelentős mennyiségű iszapot termelnek a tisztítás során, amely az összes lebegőanyag (TSS) és a biológiai tisztítás során keletkezett biotomassza eltávolításából adódik. A keletkezett szennyvíziszap eltávolítására különböző megoldások léteznek, a mezőgazdaságban a termőföldek trágyázására használhatják fel (ez Magyarországon 28 200 tonna volt 2017-ben), elégetik, komposztálják, biogáztermelésre használják, illetve depóniákba helyezhetik.

A szennyvíztisztítás során keletkezett híg iszap magas víztartalmú (99%), a nyers iszapok szárazanyag-tartalma szárítást megelőzően 1–2%, a főlősiszap szárazanyag-tartalma 0,7–1%. Az iszap szervesanyag-tartalma 55–85% körüli, tápanyagtartalma >8 mgP/kg, >30 mgN/kg, >3 mgK/kg, továbbá jelentős mennyiségű patogént is tartalmaz (10⁹ fecál koliform/100 ml, 2500–70000 vírus/100 ml, 200–1000 féreg/100 ml). Egészségügyi és egyéb okokból a kezeletlen

iszap víztartalmát jelentősen csökkenteni kell, valamint a rothadékonyságát is meg kell szüntetni, vagyis stabilizálni kell [75]. Az iszap kezelésének módjai:

1. térfogatcsökkentés (sűrítés, víztelenítés);
2. kondicionálás (fizikai, kémiai, biokémiai);
3. stabilizálás (fertőtlenítés; aerob, anaerob, vegyszerez);
4. elhelyezés.

A *térfogatcsökkentési eljárások* az iszap könnyebb szállítását célozzák meg a víztartalom csökkentésével. A sűrítés lehet gravitációs, flotációs, dinamikus sűrítés centrifugával, dob-, csigás, tárcsás, szalagos sűrítéssel akár polielektrolit-adagolással intenzifikálva. A víztelenítési technológiák szűrővel, gépekkel (dinamikus vagy statikus) végzik az iszap kezelést.

A *kondicionálás* előkészíti az iszap felhasználását a víztartalom további csökkentésével és a patogének számának csökkentésével. A *fizikai kondicionálás* történhet pasztórizálással, termikus kondicionálással, iszapmosatással. A termikus kondicionálás a sejtfalat feltárja, így a sejten belüli iszapvíz is eltávolítható. A magas hőmérséklet és nyomás miatt (200 °C, 20 atm) a patogén redukció jelentős. A kondicionálást költségigénye miatt ritkán használják. Az ultrahangos kondicionálás nyomásingadozásokat hoz létre (mikorkavitáció), amelynek segítségével a sejtfal roncsolódik, így a szerves anyag könnyen felvehetővé válik, és a hidrolízis hosszú időt igénylő része kiküszöbölhető, ami műtárgytérfogati csökkentést jelent. *Kémiai kondicionálás* során különféle vegyszereket adagolnak a patogének eliminálására, amelyek lehetnek polielektrolitok, szerves anyagok (vas-szulfát, vas-klorid, alumínium-szulfát stb.). A *biokémiai kondicionálás* során a szerves anyagok ásványosítása történik meg, amivel egyidejűleg a patogénszám is csökkenthető.

Az iszapstabilizáció fő célja a biológiailag bontható szerves anyagok mennyiségének drasztikus csökkentése. Az *aerob iszapstabilizálás* két lépcsőben történhet; a szerves anyag hidrolízise és mikroorganizmussá alakulása után a sejtanyag endogén lebontása történik meg. A folyamat mintegy 15 napot vesz igénybe, levegő bejuttatása szükséges. A kondicionálás másik módja az *anaerob stabilizálás (rothasztás)*, amellyel nemcsak a patogénstabilizáció érhető el, hanem energianyerésre is alkalmazható. Az alkalmazott hőmérséklet-tartományok alapján elkülönítünk pszichrofil (15–20 °C), mezofil (32–38 °C) és termofil (50–55 °C) rothasztást. A rothasztás folyamatai a hidrolízis, savképződés, ecetsavképzés és a metánképződés. A folyamatok végbemenetele termofil esetben gyorsabb, tehát kisebb műtárgytérfogat elegendő, a gázkihozatal is mintegy 30%-kal több, viszont a hőmérséklet fenntartására fordított energia a többelhozamot felemésztheti. A metántermelő baktériumok a hőmérséklet-ingadozással szemben érzékenyek, így a termofil rendszerek instabilabbak. Vegyszerez iszapstabilizálás során a mikroorganizmusok aktivitását szüntetik meg vegyszerek, például mésztej adagolásával, hátránya, hogy a biológiailag lebontható szerves anyag nem csökken jelentős mértékben, így a stabilizálás csak átmeneti.

Az iszap víztartalmának csökkentése és stabilizálása történhet még *szárítással*, ami az iszap elhelyezhetőségét is elősegíti. A szárítás lehet gépi vagy természetes úton megvalósított. A gépi szárítás 80–400 °C-ot használ, a végén szemcsés (por) anyag kerülhet forgalomba. A természetes szárításhoz sorolható a *komposztálás* és a nap energiáját használó szolárszáritás, amelynek során a mikrobiológiai lebontó folyamatokhoz ideális (30 °C) hőmérsékleten a szerves anyagok nagy része lebomlik, majd a 60–70 °C-ra megemelt hőmérséklet hatására a patogének jelentős része elpusztul.

A kezelt szennyvíziszap lehet a továbbiakban komposztalapanyag vagy depóniába helyezhető. A keletkező termék granulátum jellegű, könnyen kezelhető, a mezőgazdaságban talajjavításra

és tápanyagforrásként használható, vagy eltüzelésével energia nyerhető. A granulátum mérete 0,1–2 cm között van, az elért szárazanyag-tartalom 40–70%-os átlagosan, de jelentősen függ a hőmérséklettől és a szárításra rendelkezésre álló időtől.

A szennyvíztisztítás során a mikrobák által nem hasznosított, hidrofób mikroszennyezők jelentős része a szennyvíziszapban akkumulálódik, amelyek jelentős része nem kerül lebontásra az iszapstabilizáció során sem, így a szennyvíziszap felhasználása potenciális mikroszennyezőforrás.

Mailler és munkatársai [76] különböző mikroszennyezők eltávolítási hatékonyságát vizsgálták eltérő iszapkezelési módok során. Az izsappogácsát találták a leginkább szennyezett terméknek, készítése során az iszap koncentrálódásával a szennyező anyagok koncentrálódása is együtt jár. A kezelések tekintetében a szerves mikroszennyezők jelentős része, például a tributil-ón, dibutil-ón, tributil-foszfát, dietil-hexil-ftalát (DEHP) nem volt eltávolítható a víztelenítési eljárások, centrifugálás és termikus kondicionálás során. A termikus kondicionálás során 10–40%-os eltávolítási hatékonyságot értek el a PAH- és MBT-vegyületek esetében, és 20–90% között változott az alkilfenolok eltávolítási hatékonysága. A vizsgált égésgátló (BDE 209) 50%-a eltávolítható volt a centrifugálással, míg a termikus kondicionálásnak ellenállt [76].

Az anaerob rothasztás során a szerves mikroszennyezők 20–50%-a eliminálódott, azonban az egyes CEC-k nem egyformán reagáltak a mezofil anaerob rothasztásra: a) ellenálltak a lebomlásnak a rothasztás során, például dibutil-ón; b) az eltávolított száraz anyaggal arányos volt az eliminációjuk, például nonilfenol, tributil-ón, monobutil-ón; c) a száraz anyag eltávolításánál nagyobb arányban eliminálódtak az iszaptól például az alkilfenolok (nonilfenol kivételével), DEHP, BDE 209 [76].

Malmborg és Magnér hat különböző iszapkezelési módszert hasonlított össze gyógyszermaradványok eltávolítási hatékonysága szempontjából, mivel számos PCP ellenáll a szennyvíztisztításnak, és megtalálható az iszapban is. Az anaerob rothasztás volt a leghatékonyabb eliminációs mód sok szerves mikroszennyező esetében, azonban az anaerob rothasztás hőmérséklete (mezofil vagy termofil) nem volt hatással a gyógyszermaradványok eltávolítására. Az anaerob rothasztásnak ellenálló gyógyszermaradványok jellemzően lipofil vegyületek voltak. A pasztörizálás, ammóniakezelés, termofil kondicionálás nem eredményeztek jelentős gyógyszermaradvány-eltávolítást [77]. Összességében, az iszap víztelenítése során nem történik számottevő CEC-eltávolítás, azonban az anaerob iszapkezelés képes eltávolítani a szerves mikroszennyezők egy részét, különösen, ha egyéb kezelésekkel együttesen használják. Az anaerob rothasztást megelőző különböző előkezelések (ultrahangos, termális kezelés) és az anaerob rothasztás együttes alkalmazása hatékonyabban képes eltávolítani egyes szennyezőket, segíthetnek az erősen hidrofób anyagok szolubilizálásában, és jobban hozzáférhetővé tehetik a mikrobák számára [78].

A termofil komposztálás is hatékonyak bizonyul egyes CEC-k esetében, például triklozán, triklokarbán, azonban ez sem jelent megoldást minden CEC számára [79].

Jelenleg nem ismerünk olyan eljárást, illetve eljárások kombinációját, amely hatékony lenne az összes ismert szerves mikroszennyező eltávolítására a szennyvíziszapból.

Fejezetzáró kérdések

1. Milyen fizikai műszaki művelettel távolítható el a mikroszennyező a szennyvízből?
2. Melyek a fő szerves mikroszennyező csoportok, amelyek megtalálhatók a lakossági szennyvízben?
3. A szennyvíztisztításban használatos fertőtlenítőszer mennyire hatékonyak a mikroszennyezők eltávolításában?
4. Mit jelent a biofiltráció?
5. Hasonlítsa össze a hagyományos eleveniszapos és az **MBR**-rendszereket szervesmikroszennyező-eltávolításuk alapján!
6. Melyek a természetközeli szennyvíztisztítás fő eltávolítási mechanizmusai?
7. Hogyan tudjuk szennyvíziszapból a patogének számát csökkenteni?
8. Melyek a leghatékonyabb iszapkezelési módszerek a szerves mikroszennyezők eltávolításában?

Szerves mikroszennyezők előfordulása az ivóvízbázisokban és az ivóvízben

A szerves mikroszennyezők potenciálisan megjelenhetnek azokban a vízbázisokban, amelyek az ivóvízellátást biztosítják. Mivel a ma széles körben alkalmazott víztisztítási technológiák egy része nem alkalmas a szerves mikroszennyezők hatékony visszatartására, a humán szervezetbe való jutásuk egyik lehetséges forrása az ivóvíz. Habár az ivóvíz az egyik legszigorúbban ellenőrzött élelmiszer Európában, a minőségét szabályzó rendeletek jelenleg még nem foglalkoznak megfelelő részletességgel a szerves mikroszennyezők kérdéskörével.

Az ivóvízbázisokat veszélyeztető szennyezőanyag-források gyakorlatilag megegyeznek a környezetet általában terhelő forrásokkal, azaz a környezetbe kikerült szennyező anyagok transzmisszió révén eljuthatnak a vízbázisokba is. A legjelentősebb források között az ipari és háztartási szennyvízkibocsátást, a mezőgazdaságot és az állattartást, a hulladékelhelyezést, valamint a közlekedés különféle formáit tartjuk. E szennyező anyagok transzportját az emissziós ponttól az ivóvízbázisok irányába részben környezeti paraméterek határozzák meg: meteorológiai, hidrológiai, földrajzi és geológiai körülmények. Másrészt viszont fontos tényező a víztermelésből adódó vízáramlás, az a mesterségesen keltett vízmozgás, amely a kitermelt víz utánpótlódása következtében alakul ki. E körülmények az egyes vízbázistípusok esetében jelentős eltérést mutatnak, ezért veszélyeztetettségüket mindenképpen célszerű különállóan vizsgálni.

Szerves mikroszennyezők előfordulása felszíni ivóvízbázisokban

Magyarországon 2019-ben összesen 19 felszíni vízbázist tartottunk nyilván, ami két nagyságrenddel kevesebb, mint a felszín alatti vízbázisok száma. Felszíni vízbázisok jellemzően tavak, folyók, tározók lehetnek, hazánkban mindháromra találunk példát. A felszíni vizek vízminőségi paramétereit tekintve jellemző a kolloid méretű szennyező anyagok és a vízben oldott vagy oldhatatlan állapotban lévő szennyezők, szerves mikroszennyezők jelenléte, amelyek kezelése a víztisztítási technológia külön lépcsőjét igényli, így megnövelve az ivóvíztisztítás költségeit. A hazai felszíni ivóvízbázisok vízminősége jónak mondható, a kitermelt nyersvízre épülő technológia fenntartható módon üzemeltethető. A felszíni vizet kezelő technológia egyik lépcsője a membránszűrés, amely megfelelő előkezelést követően alkalmas lehet a szerves mikroszennyezők koncentrációjának csökkentésére is.

A vízben nem oldódó, könnyű fajsúlyú (olajok és származékaik), illetve a víznél nagyobb fajsúlyú, kiüledő szennyező anyagok esetében a szennyező anyagok vertikális eloszlása, rétegződése meghatározó lehet a termelt nyersvíz szennyezettségét illetően, míg a vízben oldódó szennyező anyagok korlátozás nélkül kerülnek a nyersvízhálózatba.

Tekintve, hogy a kezelt és kezeletlen szennyvizek befogadói a legtöbb esetben felszíni vizek, a szerves mikroszennyezők közvetlen megjelenésével lehet számolni. A szennyezés transzmisszió útján is megjelenhet, így jelentős távolságot megtéve eljuthat az emberi tevékenység által közvetlenül nem befolyásolt területekre, ezáltal szinte minden felszíni vízbázisból kimutathatók. Szerves mikroszennyezők vonatkozásában a magyarországi felszíni vizek közül a Balatonról és a Duna

budapesti szakaszáról rendelkezünk a legtöbb adattal, ahol több esetben sikerült e szennyező anyagok jelenlétét kimutatni.

Egy 1999-ben zárult kutatás során a Balatonban és annak vízgyűjtőjén a 134 vizsgált gyógyszermaradványból 69 legalább egy alkalommal detektálható és mennyiségileg meghatározható volt. Többek között nem szteroid fájdalomcsillapítókat, antidepresszánsokat, szív- és érrendszeri gyógyszereket, kábítószereket mutattak ki. E szennyező anyagok stabil, állandó forrása a szennyvízkibocsátás volt, és az elégtelen szennyvízkezelést követően kerültek a befogadódba. Emellett egyértelműen kimutatható volt a turizmus hatása is, amely a rekreációs szerek (koffein) és egyes kábítószerek koncentrációjának emelkedésében volt észlelhető a nyári hónapokban [80].

Bár a Duna hazai szakaszán ivóvíz-szolgáltatás céljára felszíni vízkivétel jelenleg nincs, a folyóval közvetlen kapcsolatban álló parti szűrészű vízbázisok miatt a Duna vízminősége mindenképpen meghatározó. Az elmúlt évtizedből származó kutatások a PPCP-vegyületsorozatból (gyógyszerek és kozmetikai termékek vegyületei) ofloxacin, ciprofloxacín, azithromycin, claritromycin jelenlétét mutatták ki, jellemzően 3–40 ng/l koncentrációban [81]. Egy 2017-ben zajlott átfogó kutatás párhuzamosan vizsgált egy Budapest feletti (Szentendrei-sziget) és alatti (Csepel-sziget) parti szűrészű vízbázissal közvetlen kapcsolatban álló Duna-szakaszt kifejezetten szerves mikroszennyezőkre fókuszálva. A vizsgált 36 vegyületből 30 jelenlétét lehetett kimutatni mindkét mintavételi ponton, 12 vegyület pedig a parti szűrészű kutak nyersvizében is megjelent [82].

Szerves mikroszennyezők előfordulása felszín alatti ivóvízbázisokban

Magyarországon a vízbázisok 97%-a felszín alatti vízbázis. A felszín alatti vízbázisoknál a víztest elhelyezkedése alapján megkülönböztetünk talajvizet, rétegvizet, parti szűrészű vizet és karsztvizet. A kitermelhető nyersvíz minőségét tekintve az egyes felszín alatti vízformák között jelentős eltérés mutatkozik. A felszín alatti vízbázisok közös jellemzője, hogy a felszíni környezettel nincsenek közvetlen kapcsolatban, de közvetett hatás révén a felszín felől különböző mértékben szennyeződhetnek a vízbázis típusától függően.

A talajvíz felett nem található vízzáró réteg, így a szennyezőanyagok a csapadékvízzel korlátlanul bemosódhatnak. Jellemző pontszerű szennyező források a rosszul kivitelezett vagy illegális hulladéklerakók, állattartó telepek, ipari létesítmények. A hazai talajvízbázisok szennyezettsége általánosnak mondható, általában többféle és magasabb koncentrációjú szennyező anyag mutatható ki bennük, mint a rétegvizekben. Ivóvíz előállítására jellemzően nem használják a talajvízbázisokat, a teljes felszín alatti víztermelés 3%-át teszik csak ki.

Szerves mikroszennyezők talajvízszennyezésére számos példát találunk, a művelt mezőgazdasági területek peszticidekkel, műtrágyákkal és adalékanyagaival történő diffúz szennyezése szinte általánosnak mondható, az ipar által okozott pontszerű szennyezőforrások leggyakrabban a korábbi évtizedekben szabálytalanul elhelyezett, elásott veszélyes hulladékok, gyártási melléktermékek lehetnek.

A Tiszapalkonyai Hőerőmű földalatti tüzelőolaj-tárolójának környékén a talajvízben jelentős mennyiségű policiklusos aromás szénhidrogén (PAH), többek között naftalin, pentaklórfenol és metil-terc-butil-éter (MTBE) jelenlétét lehet kimutatni. A szennyeződés a vizsgálatok eredményei alapján 25–30 éve keletkezhetett. Az ezredforduló után kísérlet történt az elszenyeződött terület kármentesítésére, de 2011-ben a PAH-ok koncentrációja (17,6 µg/l) még csaknem kilencszeresen haladta meg a vonatkozó határértéket [83].

A Budapesti Vegyiművek mintegy 10 hektáros Illatos úti telephelyén összesen 1300 tonna veszélyes hulladék szabálytalan tárolása miatt alakult ki jelentős talajvízszennyezés. A céget az ezredfordulót követően felszámolták, a kármentesítés nem fejeződött be. A hulladékot elszállították, de a terület talajvizében jelentős (egyes esetekben a határértéket több nagyságrenddel meghaladó) mennyiségben mérhető szennyező anyagok. Szerves mikroszennyezők közül a benzolszármazékok, mint a klórbenzol, a klórozott rovarirtó szerek, mint a diklór-difenil-triklóretán (DDT), a hexaklórociklohexán (HCH), valamint a fluorozott amino-benzotrifluorid fordul elő nagyobb koncentrációban. A szennyezés a talajvízben és a talajfelszínről a levegőbe kerülve kockázatot jelenthet az egykori üzem közelében élő lakosságra nézve [84].

Talajvíz esetében a legnagyobb veszélyt az jelenti, hogy egy pontszerű forrásból származó szennyezés a talajvíz mozgásának köszönhetően nagy területen terjedhet szét, ezáltal jelentősen megnehezítve az esetleges kármentesítést. Összességében elmondható, hogy ma Magyarországon a legtöbb ipari eredetű talajvízszennyezés a múlt század második felének átgondolatlan hulladékkezeléséből származik, az azóta eltelt évtizedek alatt pedig számos helyen jelentős mértékben megnövekedett a szennyezett területek mérete. A kármentesítés legtöbbször a szennyezőforrás közvetlen megszüntetésére irányul, a kiterjedt szennyezett terület mentesítése a legtöbb esetben nem kielégítő.

A rétegvíz két vízzáró réteg között elhelyezkedő víztest. Jellemzője, hogy a felszíni hatásktól, szennyezésektől általában védett, de jelentősebb kitermelése esetén előfordulhat, hogy az utánpótlódás felszínhez közelebbi rétegekből történik, így könnyebben szennyeződhet. Jellemző természetes eredetű szennyezői a vas, mangán és arzén, problémát okozhat még a metán és a szén-dioxid jelenléte, valamint a nyersvíz magas hőmérséklete. Diffúz szennyezés általában nem jellemző rá, de az utánpótlódás jellegéből adódóan pontszerű szennyezések előfordulhatnak. Ivóvíz előállítására sokkal alkalmasabbak, mint a talajvízbázisok.

Általánosságban elmondható, hogy a nyomás alatti rétegvízre nagyobb védttség jellemző, mert a víz pozitív nyomása megakadályozza a réteg közvetlen szennyezését. A szennyezés általában a természetes és mesterségesen keltett vízmozgásokból adódik, amikor a réteg utánpótlódására egy szennyezett területről érkezik víz, amely a szekszárdi diklór-etilén-szennyezés esetében is történt.

A Szekszárd vízellátását biztosító rétegvízbázisban 1993-ban – elsősorban diklór-etilénből álló – klórozott alifás szénhidrogén-szennyeződést (CAH) észleltek, amelynek forrása a város keleti határán található ipartelep. A vízbázis kármentesítését kezdetben a termelés Sió-csatorna menti kutakra való átcsoportosításával és a szennyezett víz szivattyúzásával szándékoztak megoldani. Később derült ki, hogy a szennyezés a Sió-parti telepet mindezek ellenére is elérte [85]. Az ivóvízbázis területén alifás halogénezett szénhidrogén szennyezőket – triklóretilént, diklór-etilént, vinil-kloridot – mutattak ki. A részletes tényfeltárást követően vízkivétellel, és hidraulikus gáttal látták el a vízbázis területén lévő termelőkutak védelmét, és folytattak kármentesítést.

Az évek folyamán a triklóretilén és a vinil-klorid szennyezők mennyisége jelentősen csökkent, azonban a diklór-etilén-koncentráció kezdeti csökkenés után ismét növekedést mutatott. Feltételezhető, hogy a triklóretilén diklór-etilénné alakul át, ami megmagyarázhatja, hogy az egyik szennyező koncentrációja csökken, ugyanakkor a másik növekedik.

A kármentesítési tevékenységek sem rövid, sem pedig hosszú távon nem hoztak elfogadható eredményt, ezért a város vezetősége az üzemeltető javaslatára a város vízellátására 2015-ben egy új, parti szűrészű vízbázist jelölt ki a Duna partján, a régi vízbázis kitermelését pedig megszüntették. A kármentesítés jelentős anyagi ráfordítás mellett jelenleg is tart, és a tervek szerint 2023-ra fejeződik be.

A parti szűrésű víz felszíni víztest közvetlen közelében lévő felszín alatti vízbázis, amelyre jellemző, hogy a termelt víz utánpótlódása 50%-ot meghaladó mértékben a felszíni víz felől történő beszivárgásból származik. A termelhető nyersvíz minősége általában igen jó, akár az ivóvíz minőségi előírásainak is megfelelő lehet. Különlegessége abban rejlik, hogy a felszíni víz mederfalán szivárgó víz természetes tisztulási folyamaton megy keresztül. A szivárgás során mechanikai, fizikai-kémiai és biológiai folyamatok zajlanak, amelyek következtében többek között a felszíni víz lebegő- és szervesanyag-tartalma csökken jelentős mértékben, valamint mikrobiológiai paraméterei akár több nagyságrenddel is javulhatnak. A szivárgás során a mederágy adottságainak függvényében a folyó vize változó arányban keveredik a felszín alatti vízzel, így a víztermelő kútból kitermelhető nyersvíz tulajdonképpen e kettő keveréke. Bizonyos szempontból a felszíni és felszín alatti víztermelés közötti átmenetnek tekinthető, de egyértelműen a felszín alatti víz-szerzési módok közé sorolandó. Szennyezőanyag-tartalmát jelentősen befolyásolja a parti szűrt víz – háttérvíz arány, utóbbi jelentősebb mennyisége magasabb vas- és mangántartalmat jelent.

2017-ben a lengyelországi Warta folyón, a Poznań város vízellátását biztosító parti szűrésű kútcsoport által termelt nyersvízben vizsgáltak néhány kiválasztott szerves mikroszennyezőt. A kutatás egyértelmű összefüggést mutatott a mikroszennyezők koncentrációja és a kutak folyótól való távolsága, azaz a szivárgási úthossz között [86].

A parti szűrésű vízbázis esetében a veszélyeztetett szennyezőforrások eredete széles körű lehet. Egyrészt a háttér felől érkező felszín alatti, többnyire talajvíz diffúz és pontszerű szennyezőforrásokból regionális szennyezéseket tartalmazhat, másfelől a kapcsolódó felszíni víztest (hazánkban kivétel nélkül folyó) szennyezése akár több száz vagy ezer kilométer távolságról származhat.

A vízkezelésben általános érvényű megállapítás, hogy célszerű minél kevesebb lépcsőben, minél kevesebb technológiai egység üzemeltetésével elérni a kívánt vízminőséget, így a vízkezelés nulladik lépcsőjének tekinthető parti szűrés hatásfokának vizsgálata a klasszikus szennyező anyagok mellett a szerves mikroszennyezők eltávolítására nézve is indokolt. Bár számos kutatás támasztja alá, hogy a parti szűrés igen hatékony a szerves szennyezők csökkentésében, mégis kockázatot jelenthetnek az ivóvízellátásra, mert alacsony koncentrációban is jelentős minőségromlást okozhatnak. Jellemzően nehezen bontható, perzisztens vegyületekről van szó, amelyek a klasszikus, a parti szűrt víz utókezelésére kialakított technológiai lépcsőkkel – mint az oxidáció, mechanikai szűrés, fertőtlenítés – nem távolíthatók el megfelelő mértékben. Koncentrációjuk hatékony csökkentése általában membránszűréssel – ultraszűréssel, nanoszűréssel vagy fordított ozmózissal – történhet, amely viszonylag költséges megoldás, azonban a hatékony tisztítást a rendelkezésre álló berendezések kapacitása korlátozhatja, továbbá jelentős lehet a karbantartási igény. Ezt a technológiai lépcsőt alapesetben nem alkalmazzák parti szűrt nyersvíz kezelésére.

A karsztvíz egyes hegységek – hazánkban a Mecsek, a Bakony és az Északi-középhegység – területein előforduló felszín alatti vízforma, amely kitermelésre, vízkivételre általában kiváló minőségű és megfelelő mennyiségű. Megkülönböztetünk nyílt és zárt karsztot, előbbi érzékeny a külső szennyezésekre, utóbbi változó mértékben védett a felszín felől érkező szennyezésektől. A rétegvízhez hasonlóan a karsztvíznél is alacsony a diffúz szennyezés kockázata, a pontszerű szennyezőforrások a karszt nyílt/zárt tulajdonságainak, valamint mélységének függvényében veszélyeztethetik a víz minőségét.

A karsztos területeken elhelyezkedő vízbázisok általában a mészkő, esetleg dolomit kisebb-nagyobb repedéseiben, üregeiben helyezkednek el, ezért a felszín felől vízzáró réteg jellemző. A karsztvízbázisok a felszínnel legtöbbször kapcsolatban állnak, porózus vízvezető kőzetek kisebb-nagyobb repedésein keresztül érkezhethet víz a felszín felől. Mindemellett a más típusú

vízbázisokhoz hasonlóan a víztermelés következtében kialakuló vízáramlás okozhat vízforgalmat különböző rétegek, víztartók között. Mikroszennyezők tekintetében a karsztvízbázis szennyeződésére is találunk hazai példát. A szennyeződések gyakran a hibás ipari hulladékkezelés okozza. Veszprém és környéke karsztosodott területen fekszik, ahol az ivóvízellátás részben karsztvízbázisokon alapul. A több mint fél évszázadon keresztül üzemelő, de 2009-ben megszűnt Bakony Művek Rt. telephelyén kiterjedt talaj-, talajvíz- és karsztvízszennyezés mutatható ki. A határértéket jelentősen meghaladó kadmium-, bárium-, króm- és nikkelszennyezés mellett policiklikus aromás szénhidrogén (PAH-vegyületek) jelenléte mérhető a felszín alatti vízrétegekben. A karsztvízből a szerves mikroszennyezők csoportjából diklór-etilén, kloroform, triklóretilén, valamint tetraklóretilén mutatható ki. A kimutatható aromás szénhidrogének közül a rákkeltő hatású benzol mennyisége 2000-szerese a határértéknek. A feltárás szerint a szennyezés mintegy 130 hektár kiterjedésű. 2001 és 2005 között a szennyező technológiát megszüntették, valamint a szennyezett talaj egy részét kitermelték és elszállították, ez a lépés azonban a karsztvízréteg szennyeződésének mértékét érdemben nem javította [87].

Mikroszennyezők jelenlétének vizsgálata budapesti vízbázisokon

Egy 2016 és 2019 között zajló nemzetközi projekt keretében végzett kutatásban a Fővárosi Vízművek a parti szűrés ultrafiltrációval, nanofiltrációval, valamint fordított ozmózissal történő kombinálhatóságát vizsgálta. A kutatás során egyéb paraméterek mellett szerves mikroszennyezők koncentrációját is figyelemmel kísérték két üzemelő vízbázison, a Szentendrei-szigeten található északi vízbázis, valamint a Csepel-szigeten Ráckeve és Szigetszentmiklós között elhelyezkedő déli vízbázis kútjaiban. A két vízbázis között elhelyezkedésük mellett lényeges különbség a kutak medertől való távolsága, amely a Csepel-szigeti vízbázis esetében nagyobb. A kutatásban 36 mikroszennyezőt vizsgáltak, két felszínivíz-mintavételi ponton és két kútban. Az eredményeket összehasonlítva az egyes szerves mikroszennyezőkre megállapítható az eltávolítás hatásfoka. A vizsgált mikroszennyezők közül tizenkettőt csak a Dunából vett vízmintákban sikerült kimutatni, a parti szűrt vízből nem. 12 vegyület kimutatható volt a felszíni és a szűrt vízmintákban egyaránt. Ezek koncentrációjának változása a parti szűrés folyamatában tág határok között mozgott.

A metazaklór növényvédő szer esetében a szentendrei-szigeti vízbázison 78%-os eltávolítási hatásfokot sikerült kimutatni, míg ezen vegyület koncentrációja a Csepel-szigeti vízbázison csak 12%-kal csökkent. A legnagyobb mértékben (69% és 43%) a benzotriazol koncentrációját sikerült csökkenteni, míg legkisebb arányban a szulfametoxazol nevű antibiotikum-hatóanyag koncentrációja csökkent. A műanyagipar által széleskörűen használt biszfenol-A koncentrációja egyes esetekben a kutakban nagyobb koncentrációban volt kimutatható, mint a felszíni vízben. A kutatás megállapította, hogy a szerves mikroszennyezők elsősorban anoxikus körülmények között távolíthatók el parti szűréssel jelentősebb mértékben. Egyes mikroszennyezők, mint a szulfametoxazol vagy a diklofenák eltávolítása hosszabb szivárgási utat igényel, így ezen vegyületek koncentrációjának csökkentésében a Csepel-szigeti vízbázis hatékonyabbnak bizonyult [82].

A parti szűrővíz vízbázisok a hazai ivóvízellátás valamivel több mint harmadát biztosítják, ezért kiemelt figyelmet kell rájuk fordítani. Eddigi kutatások eredményei alapján a parti szűrés folyamata egyes szerves mikroszennyezők eltávolításában hatékonynak mondható, más szennyezők azonban jelentősebb koncentrációcsökkenés nélkül érhetik el a vízbázis kútjait. Általános érvényű megállapítás, hogy a parti szűrt víz utókezelésére tervezett ivóvíztisztító technológiák

nem alkalmasak szerves mikroszennyezők eltávolítására, ehhez egy külön lépcső (membrán- vagy aktívszén-szűrés) beépítése szükséges.

Az eddigi kutatási eredmények azt tükrözik, hogy a felszíni vízbázisok szennyeződése esetében a szerves mikroszennyezők koncentrációjának csökkenésével lehet számolni. Több természetes folyamat a mikroszennyezők bomlását idézi elő. A fotokémiai átalakulás napfény jelenlétében zajlik le, amely a természetes vizek felső rétegét érinti, de a felszíni víztestekre általában jellemző turbulens vízmozgás, átkeveredés is elősegíti a folyamatot. A biodegradáció hasonlóan csökkentő tényező, amely oxikus körülmények között hatékonyabban zajlik le. E körülmények azonban a felszín alatti víztestek esetében – fény és oxigén hiányában – nem állnak fenn, jellemző az állandó, anoxikus környezet, így a felszín alatti vízbázisok szennyeződése tartósan fennállhat. A parti szűrészű vízbázisok hatékonyak mondhatók egyes, a felszíni víz felől érkező szerves mikroszennyezők bontásában, de a háttérvíz szennyezettsége hosszú távon is kockázatot jelenthet.

Szerves mikroszennyezők eltávolítása az ivóvíztisztítás során

Az ivóvíztisztítás egy jellemzően többlépcsős technológiai folyamat, amely folyamán a nyersvízben található, emberi fogyasztásra alkalmatlan, vagy az emberi egészséget károsító vegyületeket a vízből elválasztják és visszatartják. A technológiai lépcsők fizikai, kémiai és biológiai folyamatokon alapulnak.

Derítés

A vízben előforduló kolloid méretű szennyező anyagok negatív töltésüknek köszönhetően a vízből spontán nem, vagy csak nagyon hosszú idő alatt ülepedhetnek ki. E szennyező anyagok jellemzően szerves molekulák, amelyek eltávolítása derítéssel történik. A derítés folyamata három lépésből áll:

- koaguláció (kicsapatas);
- flokkuláció (pelyhesítés);
- szedimentáció (ülepítés).

A kémiai koaguláció eléréséhez a vízhez derítőszert [leggyakrabban alumínium(III)-szulfátot és a vas(III)-szulfátot] és segéd-derítőszert adagolnak. Hatásukra a szuszpendált részecskék elektrosztatikus állapota megváltozik, destabilizálódnak, a közöttük lévő taszítóerő csökken, illetve megszűnik, egymáshoz kapcsolódnak.

A flokkuláció során a koagulálódott részecskék nagyobb méretű csoportokká, pelyhekké állnak össze. A pelyheképződés a segéd-derítőszerek (például polielektrolitok) alkalmazásával felgyorsítható, a folyamat hatékonysága növelhető, így a mikropelyhek nagyobb méretű, jól ülepedhető pelyhekké (makropelyhek) kapcsolódnak össze, ezáltal gyorsabb és hatékonyabb szilárd-folyadék elválasztást tesznek lehetővé.

A koaguláció alkalmas lehet egyes szerves mikroszennyezők eltávolítására, koncentrációjának csökkentésére [88]. Diklofenák esetében vas(III)-klorid alkalmazásával 20% körüli eltávolítást sikerült elérni, míg a polialumínium-klorid adagolása nem hozott eredményt. Szulfametoxazol eltávolításában pedig épp az utóbbi bizonyult hatékonynak, közel 50%-os eltávolítás volt tapasztalható, szemben a vas(III)-klorid és az alumínium(III)-szulfát 10% körüli hatékonyságával.

A koaguláció hatékonysága a szerves mikroszennyezők eltávolításában függ az adagolt derítőszer fajtájától, dózisától valamint a pH-tól. Összességében elmondható, hogy a legtöbb szerves mikroszennyező eltávolításának esetében a koaguláció hatásfoka alacsony, általában 50% alatti. Egyes egyéb eltávolítási mechanizmusok (adszorpció, fotolízis) koagulációval történő kombinálása növelheti a szerves mikroszennyezők eltávolításának hatékonyságát.

Adszorpció: aktív szén alkalmazása

Az adszorpció egy tisztán fizikai jelenségeken alapuló folyamat, amely során egyes komponensek az adszorbens felületén megkötődnek. Ha kémiai folyamatok is szerepet játszanak, akkor kemisorpcióról beszélünk. Az adszorbens anyagok jellemzője, hogy tömegükhöz képest nagy fajlagos felülettel rendelkeznek. A vízkezelésben leggyakrabban alkalmazott, elterjedt adszorbens az aktív szén.

Apoláros, szerves vegyületek megkötésére alkalmas. A gyakorlatban két változatban találkozhatunk vele, granulált aktív szén (GAC) és por alakú aktív szén (PAC) formájában. Az aktív szenet általános víztisztításban a törésponti klórozásból származó klóraminok, THM, valamint kellemetlen íz- és szaganyagok eltávolítására alkalmazzák. A víztisztítás során megemelt PAC-dózis a kezdeti koncentrációtól függetlenül csökkentette egyes szerves mikroszennyezők koncentrációját [18].

A hidrofíl vegyületek (azaz a koffein, az acetaminofen, a szulfametoxazol és a szulfametazin) szorpciós együtthatói lineáris izotermához illeszkednek, míg a hidrofób vegyületek (azaz naproxén, diklofenák, 2,4-D, triklokarbán és atrazin) egy Freundlich-izotermához illeszkednek [89]. A hidrofób szennyező anyagok és a hidrofíl koffein eltávolítása független a pH-változástól, de az acetaminofent, a szulfametazint és a szulfametoxazolt elsősorban a PAC-kal végzett elektrosztatikus kölcsönhatás adszorbeálja, ezért a pH befolyásolta az eltávolításukat.

Felszíni vizek esetében alacsonyabb az aktív szenes adszorpció hatékonysága, ez a különbség különösen a hidrofób vegyületeknél volt szignifikáns. Felszíni vizek esetében az adszorpció hatékonyságának csökkenését az oldott szerves anyag (DOM, *dissolved organic material*) jelenléte okozta, amely könnyebben adszorbeálódik az aktív szénhez, mint a vizsgált szerves mikroszennyezők. Az alacsony hőmérséklet (5 °C) csökkentette a mikroszennyezők adszorpciójának hatékonyságát, és a hidrofób vegyületeket jobban befolyásolta, mint a hidrofíl vegyületeket.

Klórozás

Az ivóvízkezelés folyamata szinte kivétel nélkül fertőtlenítést is magában foglal, mint a klórozás, az ózonizálás (O_3) vagy az ultraibolya fénnel (UVC) történő csírátlantás a vízzel terjedő betegségek, patogén baktériumok terjedésének megakadályozása érdekében.

A klórozás széles körben elterjedt, napjainkban is alkalmazott fertőtlenítési eljárás. A klórozást elsősorban fertőtlenítésre használják, és nem kifejezetten a szerves szennyező anyag eltávolítására alkalmazott eljárás, de a szabad klór oxidáció révén lebonthatja a szerves szennyező anyagokat [88]. A klórozás költséghatékonyabb, mint más technológiák (például ózonálás és az UV-besugárzás), és viszonylag egyszerűen üzemeltethető technológia. Szerves mikroszennyezők eltávolításában azonban meglehetősen alacsony hatásfokú (<20% a szulfametoxazol, acetaminofen, koffein és ibuprofen esetében), a reakcióidő pedig viszonylag hosszú. A klórozás

további hátránya, hogy klórozási melléktermékek, például triklórmetán keletkezhet, amely káros az emberi egészségre.

Ózonozás

Az ózonnal való kezelés célja a fertőtlenítés és oxidálás, de oxidációs szerként alkalmas a szerves mikroszennyezők oxidálására is. Az ózonozás oxidálhatja a mikroszennyezőket akár ózonnal való közvetlen reakcióval, akár közvetett módon a hidroxilcsoportok képződése után [88].

Kombinált oxidációs folyamatok UV, Cl₂/UV, UV/O₃

Egyes kutatások eredményei arra utalnak, hogy a 253,7 nm hullámhosszúságú, az ivóvíztisztításban csírátlanításra használt UV-fény kombinálása egyes oxidációs eljárásokkal hatékony lehet a szerves mikroszennyezők eltávolításában. A kutatásokban az UV-fény hatékonyságát klórgázzal és ózonnal növelték.

Membrántechnológiák

A membrántechnológiákról, a membránszűrésről már írtunk *A szerves mikroszennyezők sorsa a szennyvíztisztítóknak* című fejezetben.

A mikroszűrés (MF) a 0,1–10 µm közötti mérettartományban használható, alkalmas vízben nem oldódó porok, pelyhek, valamint baktériumok, illetve a vírusok egy részének visszatartására. A szerves mikroszennyezők, főleg a vízben oldott állapotban előforduló szennyező anyagok visszatartására nem alkalmas.

Az utraszűrés (UF) mérettartománya 0,01–0,1 µm, a baktériumok és vírusok mellett makromolekulák visszatartására is alkalmas, így a szerves mikroszennyezők koncentrációját is csak bizonyos mértékig csökkenti.

A nanoszűrés (NF) fő alkalmazási területe a gyógyszer- és élelmiszeripar, valamint a vegyipar, megoldást jelent nagyobb molekulásúlyú oldott anyagok, többértékű anionok (foszfát, szulfát), szerves (szín-, szag-) anyagok, huminsavak, peszticidek visszatartására. Mérettartománya 0,001–0,01 µm, már alkalmazható nagyobb súlyú (200–400 Dalton) szerves molekulák visszatartására, így a vízben oldott állapotban lévő szerves mikroszennyezők egy részének eltávolítására is alkalmazható.

A leghatékonyabb szűrésre a fordított ozmózis (RO) folyamán kerül sor, amely a vízben oldott állapotban lévő, kis molekulásúlyú komponensek visszatartására is alkalmas, permeátuma ionmentesített víz. Mérettartománya 0,0001–0,001 µm. A fordított ozmózis folyamata során külső nyomás hatására a víz keresztüláramlik a membránon a magasabb koncentrációjú oldatból az alacsonyabb koncentrációjú oldat felé.

A fordított ozmózist elsősorban vízkezelésben alkalmazzák a víz sóalanítására, lágyítására, ionmentesítésére, elsősorban olyan területeken, ahol nagy tisztaságú víz előállítására van szükség. Köszönhetően a nagy szűrési hatékonyságának, a fordított ozmózis a szerves mikroszennyezők valamennyi változatának eltávolítására alkalmas. Több kutatás vizsgálta az egyes

membránszűrési technológiák hatékonyságát, és nem meglepő módon a fordított ozmózis hatásfoka a legnagyobb [82].

Mivel a membrántechnológiák közül az RO fajlagos energiaigénye a legnagyobb, a permeátum-koncentráció aránya pedig a legrosszabb, ha a körülmények lehetővé teszik, a kicsit alacsonyabb hatásfokú nanoszűrés jobb választás lehet.

Az ivóvízkezelésben alkalmazott technológiai folyamatok, mint a derítés, adszorpció, kombinált oxidációs eljárások, valamint a membránszűrés alkalmasak a szerves mikroszennyezők eltávolítására. Fontos azonban megjegyezni, hogy a különböző vegyületek eltávolítási hatásfoka jelentősen eltérhet, amit bizonyos esetekben a környezeti körülmények is jelentősen befolyásolhatnak. A témával kapcsolatos kutatások rámutattak, hogy a különböző eljárások kombinációi jelentősen növelhetik a szennyező anyagok visszatartásának hatásfokát. Fontos tényező a tisztítandó víz megfelelő előkezelése és az optimális környezeti körülmények, mint a hőmérséklet vagy a pH beállítása.

A szerves mikroszennyezők témaköre az ivóvíztisztítás területén is meglehetősen újdonságnak számít. Egyes kutatási eredmények szerint a szerves mikroszennyezők bizonyos körülmények között potenciális kockázatot jelentenek az ivóvízbázisokra, mivel bekerülhetnek a termelőuktaiba. A jelenleg elterjedt és legnagyobb arányban alkalmazott ivóvíztisztító technológiák nem a szerves mikroszennyezők eltávolítására lettek optimalizálva, egyes technológiák hatásfoka számszerűsíthető, ám ez a hatásfok az esetek egy részében nem kielégítő. Kísérletek eredményei azt tükrözik, hogy a technológiai folyamatok kombinációja, valamint olyan természetes folyamatok, mint a fotolízis vagy a biodegradáció alkalmazása jelentősen növelheti a szerves mikroszennyezők eltávolításának eredményességét. A kifejezetten szerves mikroszennyezők eltávolítására alkalmazható technológiák közül a membránszűrés a leghatékonyabb, amelyen belül a pórusméretet figyelembe véve a fordított ozmózis hatásfoka a legnagyobb. Ez utóbbi egyéb tulajdonságait – mint a permeátum-koncentráció arány vagy a fajlagos üzemeltetési költség – figyelembe véve a nanoszűrés vagy az ultraszűrés tűnik inkább hatékony és gazdaságos megoldásnak.

Fejezetzáró kérdések

1. Mi az oka annak, hogy a felszíni vízbázisok használatának aránya Magyarországon meglehetősen alacsony?
2. Milyen alapvető különbségek vannak az egyes felszín alatti víztípusok között?
3. Melyek a felszín alatti vízbázisok jellemző szennyező anyagai?
4. Milyen szennyezőforrások jellemzők felszíni, illetve felszín alatti vízbázisok esetében?
5. Miért jelenthet kockázatot a parti szűrésű vízbázisokra a felszíni víztest szennyezettsége?
6. Hogyan függ össze a szerves mikroszennyezők viselkedése és a szivárgási úthossz kapcsolata a parti szűrésű vízbázisok esetében?
7. Mely ivóvíztisztításban alkalmazott technológiák alkalmasak a szerves mikroszennyezők eltávolítására?
8. Miért érdemes egyes technológiákat kombináltan alkalmazni?
9. Milyen oxidációs eljárásokkal célszerű az UV-fényt kombináltan alkalmazni?
10. Hogyan működik az aktív szén mint adszorbens, és mennyire hatékony a szerves mikroszennyezők eltávolításában?
11. Milyen membrántechnológiák alkalmazhatók a szerves mikroszennyezők visszatartására?

[Vákát oldal]

Mikroszennyezők jogi szabályozása

A környezetvédelem mint jogi norma az emberi cselekedetekre, az emberi magatartásokra, valamint az életviszonyokra irányul. A szabályozások célja, hogy betartásukkal hassanak a környezetre, és a környezeti elemek károsodása vagy ne következzen be, vagy pedig a lehető legkisebb mértékű legyen. Azaz a környezet védelme, a környezeti elemek állapotának hosszú távú megőrzése a fő cél. A szabályozások általi egyes cselekvések a többi dimenzióra is kihathatnak. Így például a levegővédelem vagy a talajvédelem általi meghatározott cselekvéssor hatással van a vízvédelemre is.

A jogszabályok folyamatosan frissülnek, illetve az egyes szabályozások ideiglenesek, és vannak olyan különleges rendelkezések is, amelyek csak speciális helyzetekben alkalmazandók. Emiatt az olvasó figyelmét felhívjuk arra, hogy a fejezetben felsorolt jogszabályokat olvasva nézzon utána, nem frissítették-e már a könyv megjelenése óta azokat.

A környezeti elemek védelmére vonatkozó jogszabályok

A magyarországi környezetvédelmi jogrendszer egyik meghatározó mérföldköve az 1995. évi *LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól* [1]. A törvény hatálya kiterjed a környezet élettelen és élő elemeire, a környezethasználatból eredő környezetterhelésre, környezeti veszélyeztetésre, valamint a szennyező tevékenységekre. Több, a környezetvédelem elemeihez kapcsolódó kormányrendelet alapját képezi ez a törvény.

A hazai környezetvédelmi törvény lényegében egy általános, összefoglaló jogszabályi keretet ad. Ez a törvény a folyamatos jogszabályi integrációt alapozta meg, amely a környezet védelmét hivatott szolgálni egy-egy szakterületen belül.

Jelentős alapelvek: elővigyázatosság, megelőzés, helyreállítás elve; felelősség elve; együttműködés elve; tájékozódás, tájékoztatás és nyilvánosság elve; szennyező fizet elv; forrásnál való fellépés; helyreállítás elve; fenntartható, harmonikus fejlődés elve; tervszerűség elve, felelősségvállalás elve.

Az Európai Unióhoz való csatlakozás feltétele volt a jogharmonizáció megteremtése és a gyakorlatba való átültetése. Ez Magyarországon sokféle környezetvédelmi intézkedés keretében zajlott, amelyek közül a legjelentősebbek:

- Szennyvízelvezetés – csatornahálózat kiépítése;
- Ivóvízjavító Program;
- Vízbiztonsági Terv bevezetése;
- Országos Környezeti Kármentesítési Program;
- Országos Hulladékgazdálkodási Terv.

Nemzetközi környezet- és vízjog

A környezetjog a két világháború utáni demográfiai és ipari forradalmat követő időszakban alapozódott meg. A vegyipar és technológia fellendülésének köszönhetően újabb és újabb termékeket, valamint újabb és újabb vegyületeket is előállítottak. Eleinte nem foglalkoztak mindezek környezetre gyakorolt hatásával. Azonban egy idő után a felgyülemlett hulladék mennyisége, a látványos és jelentős környezetpusztulás, a kimeríthetetlennek hitt energiaforrások korlátozottsága cselekvésre sarkallta több nemzet vezetőjét is. Az Egyesült Nemzetek főtitkárának felkérésére 27 állam képviselőjében számos tudós három éven át készítette elő az első, mérföldkőnek számító *1972-es stockholmi környezetvédelmi konferenciát*. A nemzetközi környezetjog ettől kezdődően számítható.

A magyarországi jogrendszer jelenlegi helyzetére jellemző, hogy az Európai Unió egyik tagállamaként a nemzetközi irányelvek, rendeletek, valamint egyéb kézikönyvek megjelenése hatással van a kodifikációs folyamatokra. A bennük foglalt irányelvek és szabályozások segítenek egy olyan, határokon átívelő környezetvédelmi stratégiát megvalósítani, amely hazánk érdekeit is képviseli. Mindezek által érthető, hogy az európai uniós, valamint globális szintű jogalkotás miért tud nagy hatást gyakorolni a hazai törvénykezésekre.

Azonban meg kell jegyezni, hogy az európai uniós, valamint az Egészségügyi Világszervezet (WHO) által kiadott kézikönyvek világsszintű érvényességét hazánk is megfogadja, és a legtöbb javaslatot átveszi, illetve kötelező érvényűként alkalmazza. A magyarországi jogalkotás figyelembe veszi tehát az Európai Unióban megalkotott irányelveket, és aktív részt vállal a környezetállapot megóvását célzó intézkedésekben.

Nemzetközi szabályozás

Ebben a részben a szennyező anyagokkal kapcsolatos két nemzetközi egyezmény – a Stockholmi Egyezmény [90] és a Rotterdami Egyezmény [91] – szennyező anyagokkal kapcsolatos szabályozásai vannak kifejtve. Az egyezmények nemzetközi szintűek, azonban a megvalósításhoz szükségesek európai uniós, illetve tagállami jogszabályok is. A 2. táblázat az egyezmények különböző szintű végrehajtási rendeleteit tartalmazza.

2. táblázat: Nemzetközi egyezmények különböző szintű végrehajtási rendeletei

Nemzetközi	Európai Unió	Magyarország
Stockholmi Egyezmény [90]	850/2004/EK rendelet [92]	2008. évi V. törvény [93]
Rotterdami Egyezmény [91]	689/2008/EK rendelet [94]	123/2009. (VI.12.) Kormányrendelet [95]

Stockholmi Egyezmény

A szerves mikroszennyezők kapcsán 2001-ben Stockholmban rendeztek világméretű konferenciát, ahol a „piszkos 12” perzisztens vegyületet határozták meg. Ennek előzménye volt, hogy az ENSZ Környezetvédelmi Programja (UNEP, UN Environment Programme) 1995-ben a perzisztens anyagok (POP, *persistent organic pollutants* – tartósan megmaradó szerves vegyületek) kezelésére szólította fel a világ államait, valamint az 1998-as Aarhusi Jegyzőkönyv, amely

az említett POP-anyagokat tárgyalja. A stockholmi konferencia után 2004-ben 50 tagállam írta alá a Stockholmi Egyezményt, amelyet Magyarország 2008-ban ratifikált. Az egyezmény teljesítése értelmében egy nemzeti intézkedési tervet hozott létre. Ebben meghatározta, hogy mely POP-anyagokat kell kivonni a kereskedelemből, és mely ipari segédanyagok, illetve szennyezők azok, amelyek ebbe a kategóriába sorolhatók.

A szerves (mikro)szennyező anyagokkal kapcsolatos legfontosabb nemzetközi szabályozás a Stockholmi Egyezmény (Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants), amelyet 2001-ben írtak alá, és 2004-ben lépett hatályba [6]. Az egyezmény a perzisztens szerves vegyületekre (POP) hívja fel a figyelmet. Ilyen anyagnak számít egy vegyület, ha:

- erősen mérgező;
- perzisztens, azaz nagyon lassan bomlik csak le a környezetben nem veszélyes anyagokká;
- nagy távolságra szállítható a légkörben, a vizekben és egyes élőlények szöveteiben, így országhatárokon áterjedő hatással is számolni kell;
- bioakkumulatív, azaz felhalmozódik az élőlények zsírszöveteiben.

A kezdeti, 2004. május 17-ei hatálybalépésekor 128 aláíró ország után 2013 februárjában már 178-an voltak az egyezmény szerződő felei. 2020-ban összesen 184 csatlakozó állam van, amelyek közé nem tartoznak a korábban aláíró felek közül az USA, Olaszország, Izrael, Haiti, Brunei és Malajzia, mivel nem ratifikálták a szerződést [96].

Az egyezmény a perzisztens szerves vegyületeket három kategóriába sorolja (A, B, C), az ezen kategóriákba tartozó anyagokat és a „kezelés” módját külön mellékletek tartalmazzák.

Az egyezmény mellékleteiben az anyagok listáját folyamatosan felülvizsgálják, 2020-ban 28 POP-t szabályoznak. A kezdeti (2001) listát kibővítették 2009-ben, 2011-ben, 2013-ban és 2015-ben. A Stockholmi Egyezmény nemzeti intézkedési tervek készítését írja elő (7. cikk). Magyarországon 2020-ban a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium által 2009-ben kidolgozott *Nemzeti POP Intézkedési Terv A környezetben tartósan megmaradó szerves szennyező anyagok (POP) csökkentését célzó intézkedések* elnevezésű dokumentum van érvényben [97].

Az „A” melléklet a megszüntetendő anyagokat listázza, amelyek gyártását és használatát (bizonyos kivételekkel) meg kell szüntetniük. *A mellékletben felsorolt vegyületek:*

1. aldrin,
2. klordán,
3. klórdekon,
4. dekabróm-difenil-éter,
5. dieldrin,
6. endrin,
7. heptaklór,
8. hexabróm-bifenil,
9. hexa-bromo-ciklododekán,
10. hexabróm-difenil-éter és heptabróm-difenil-éter,
11. hexaklórbenzol (HCB),
12. hexaklór-butadién (HCBd),
13. alfa-hexaklór-ciklohexán,
14. béta-hexaklór-ciklohexán,
15. lindán (gamma-hexaklór-ciklohexán),
16. mirex,
17. pentaklórbenzol,
18. pentaklórfenol, valamint sói és étere,

19. poliklórozott bifenilek (PCB),
20. poliklórozott naftének,
21. rövid láncú klórozott paraffinok,
22. technikai endoszulfán és izomerjei,
23. tetrabromo-difenil-éter és pentabromo-difenil-éter,
24. toxafén.

A „B” melléklet a korlátozott anyagokat listázza, amelyek gyártását és felhasználását korlátozni kell, figyelembe véve a mellékletben felsorolt kivételeket. *A mellékletben felsorolt vegyületek:*

1. DDT,
2. perfluoroktán-szulfonsav és sói, valamint perflouroktán-szulfonil-fluorid.

Kivételek:

DDT-t járványtani vektorok megfékezésére lehet használni a „B” melléklet II. részének megfelelően. Gyártása és felhasználása köztes anyagként történik a dikofol és egyéb anyagok gyártása közben. Perfluoroktán-szulfonsavat és sóit, valamint perflouroktán-szulfonil-fluoridot gyártani engedélyköteles felhasználási tevékenységekhez lehet. A különböző felhasználási módokat a „B” melléklet III. része szabályozza.

A „C” mellékletben felsorolt vegyületek akaratlan kibocsátását kell csökkenteni. A cél folyamatos minimalizálás, vagy ahol megvalósítható, teljes megszüntetés.

A mellékletben felsorolt vegyületek (az „A” mellékletben is megnevezett vegyületek dőlt betűvel szerepelnek):

1. hexaklórbenzol (HCB),
2. hexaklór-butadién (HCBd),
3. pentaklórbenzol,
4. poliklórozott bifenilek (PCB),
5. poliklórozott-dibenzo-para-dioxin (PCDD),
6. poliklórozott-dibenzo-furán (PCDF),
7. poliklórozott naftének.

Rotterdami Egyezmény

A Rotterdami Egyezmény (Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade) bizonyos veszélyes anyagok nemzetközi kereskedelmét szabályozza [91, 94]. Az egyezmény III. mellékletében szereplő veszélyes vegyi anyagok kivitele csak az importáló fél előzetes tájékoztatásán alapuló jóváhagyásával (PIC, *prior informed consent*) történhet. Az exportáló félnek kiviteli bejelentési eljárást kell lefolytatnia (*export notification*).

Az egyezmény tárgyi hatálya alá tartoznak a tiltott vagy szigorúan korlátozott vegyi anyagok és a szigorúan kockázatos peszticidformulák. Az egyezmény nem vonatkozik a narkotikumokra, a radioaktív anyagokra, a hulladékokra, a vegyi fegyverekre, a gyógyszerekre (emberi vagy állati), az ételre és az olyan vegyi anyagokra; amelyek nincsenek hatással az emberi egészségre vagy a környezetre.

A mellékletekbe történő felvételtől a háromévente megrendezett tanácskozás dönt.

Az egyezmény II. melléklete szabályozza azokat a kritériumokat, amelyek alapján tiltottnak vagy szigorúan korlátozottnak sorolnak be vegyi anyagokat.

EU-s szabályozások

A nemzetközi egyezmények végrehajtását az Európai Unióban rendeletek szabályozzák.

A 2000/60/EK irányelv *Víz Keretirányelv* [98] a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról 2000. október 23-án fogadták el.

Az irányelv 1. cikkének (27) bekezdése szerint annak végső célja, hogy elérje az elsőbbségi veszélyes anyagok kiküszöbölését. A (43–45) bekezdés értelmében az elsőbbségi veszélyes anyagok bevezetésével vagy kibocsátásával okozott szennyezéseket meg kell szüntetni.

Az irányelv 16. cikke a vízszennyezés elleni stratégiákról szól. Az elsőbbségi anyagokat a (2) bekezdésnek megfelelően kell meghatározni. Elsőbbségi anyagokat azon anyagok közül választanak, amelyek a vízi környezetre vagy azon keresztül jelentős kockázatot jelentenek.

A 850/2004/EK (2004. 04. 29.) rendelet a Stockholmi Egyezmény európai uniós szintű végrehajtási rendelete a környezetben tartósan megmaradó szerves szennyező anyagokról és a 79/117/EGK irányelv módosításáról. A rendelet az egyezménnyel összhangban tárgyalja a három mellékletben felsorolt anyagok gyártásának és felhasználásának megszüntetését, korlátozását vagy akaratlan kibocsátását. Ezeken túl részletesebb utasításokat ad a különböző anyagok gyártásának beszüntetéséről, a monitoringról, különböző helyzetekben készítendő cselekvési vagy intézkedési tervekről és a forrásokról. A rendelet nagy hangsúlyt fektet a hulladékok kezelésére és ártalmatlanítására is [92].

A 396/2005/EK rendelet a növényi és állati eredetű élelmiszerekben és takarmányokban, illetve azok felületén található megengedett növényvédőszer-maradékok határértékéről szól [99].

A 2006/118/EK irányelve a felszín alatti vizek szennyezés és állapotromlás elleni védelméről szól. Az irányelv célkitűzéseket, a felszín alatti víz kémiai állapotának megítélésére szolgáló kritériumokat, valamint ezek meghatározását segítő eljárásokat fogalmaz meg [100].

A 689/2008/EK rendelet az egyes vegyi anyagokra vonatkozó közösségi behozatali határozatok elfogadásáról a Rotterdami Egyezmény európai uniós szintű végrehajtási rendelete [94]. A rendelet célja a Rotterdami Egyezmény végrehajtása (olyan országokban is, amelyek az egyezményt nem írták alá), és az EU-ban érvényes csomagolási és címkézési szabályok alkalmazása valamennyi veszélyes anyag kivételére.

A 2008/105/EK irányelv [101] a vízpolitika területén a környezetminőségi előírásokról és a címében meghatározott irányelvek módosításáról szól, valamint környezetminőségi előírásokat állapít meg. Részleteiben kimondja:

„A felszíni víz kémiai anyagokkal történő szennyezése veszélyt jelent a vízi környezetre a vízi szervezetekre gyakorolt akut és krónikus mérgező hatásokkal, az ökoszisztémában való felhalmozódással, az élőhelyek számának csökkenésével és a biológiai sokféleség gyengülésével, valamint veszélyezteteti az emberi egészséget is. A szennyezést kiváltó okokat és a kibocsátásokat elsősorban a forrásnál kell azonosítani, illetve kezelni, a gazdasági és környezetvédelmi szempontból leghatékonyabb módon.”

Az 1107/2009/EK rendelet a növényvédő szerek forgalomba hozataláról szól, szabályozza a hatóanyagok, védőanyagok, kölcsönhatás-fokozók, segédanyagok, növényvédő szerek jóváhagyási követelményeit és feltételeit [102].

A 2013/39/EU irányelv a 2000/60/EK Víz Keretirányelv és a 2008/105/EK irányelvnek a vízpolitika terén elsőbbséginek minősülő anyagok tekintetében történő módosításáról szól [103]. Ebben az irányelvben például javasolják az új típusú monitoringrendszereket, a hosszú távú

tendenciaelemzések alkotását a várható terjedési és akkumulálódási, lebontódási, illetve hígulási folyamatokhoz mérten.

Magyar szabályozások

Az 50/2001 (IV. 3.) Kormányrendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól rendelkezik [104]. A rendelet a szennyvízelvezető művel összegyűjtött és szennyvíztisztító műben tisztított szennyvíz, illetve iszap és kezelt iszap mezőgazdasági területre való kijuttatását szabályozza.

A 28/2004 (XII. 25.) KvVM rendelet kiterjed a szennyező anyagok kibocsátási határértékeire, a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekre és alkalmazásuk egyes szabályaira [105].

A 220/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól rendelkezik [106]. A jogszabály a fontosabb szennyező anyagokat, köztük sok mikroszennyezőt listába sorol (I. és II. lista), amely listák tervezési, kezelési, kibocsátási kérdéseit szabályozza. A vízszennyező anyagok indikatív listáját és a felszíni vizekre veszélyes anyagok körét a jogszabály 1. számú melléklete tartalmazza.

I. listába tartozó anyagok:

- higany,
- kadmium,
- hexaklór-ciklohexán (HCH),
- szén-tetraklorid,
- DDT,
- pentaklórfenol,
- aldrin,
- dieldrin,
- endrin,
- izodrin,
- hexaklórbenzol,
- hexaklórbutadién,
- triklórmetán (kloroform),
- 1,2-diklóretán,
- triklóretilén,
- perkloretilén,
- triklórbenzol.

Az alábbi, I. listába tartozó anyagok kibocsátása tilos:

- hexaklór-ciklohexán (HCH),
- aldrin,
- dieldrin,
- endrin,
- izodrin,
- DDT,
- pentaklórfenol.

A jogszabály melléklete szabályozza továbbá, hogy mely technológiákból tilos az I. listába tartozó anyagok kibocsátása, valamint az elsőbbségi és az elsőbbségi veszélyes anyagokat.

A 2008. évi V. törvény a környezetben tartósan megmaradó szerves szennyező anyagokról szóló Stockholmi Egyezményt hirdeti ki [93]. Az Országgyűlés a törvénnyel felhatalmazást ad a környezetben tartósan megmaradó szerves szennyező anyagokról szóló Stockholmi Egyezmény kötelező hatályának elismerésére. Az egyezmény angol nyelvű hivatalos szövegét és annak hivatalos fordítását tartalmazza a törvény.

A 123/2009. (VI. 12.) Kormányrendelet az egyes veszélyes anyagok és veszélyes készítmények kivételével, illetve behozatalával összefüggő bejelentési eljárás részletes szabályait tartalmazza [95]. A Kormányrendelet részletes adminisztratív szabályokat tartalmaz, a releváns szakmai irányvonalakat és határértékeket az EU-rendeletekre hivatkozva határozza meg.

A 10/2010 (VIII. 8.) VM rendelet a felszíni víz szennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól rendelkezik [107]. A rendelet deklarálja a vízszennyezettségi határértékek alkalmazási szabályait, valamint a határértékekre vonatkozó előírásokat. Mellékleteiben különböző esetekre hirdet ki határértékeket:

1. melléklet: Az elsőbbségi anyagokra és bizonyos egyéb szennyező anyagokra vonatkozó környezetminőségi határértékek a felszíni vizekben
2. melléklet: Vizekre vonatkozó határértékek
3. melléklet: Egyéb specifikus szennyező anyagok vízminőségi határértékei

Fejezetzáró kérdések

1. Ismertesse a Stockholmi Egyezmény lényegét, előzményeit, magyarországi vonatkozásait!
2. Ismertesse a Rotterdami Egyezmény lényegét, előzményeit!
3. Miért meghatározó mérőföldköve a magyarországi környezetvédelmi jogrendszernek az 1995. évi LIII. törvény?
4. Melyek a mikroszennyezőkkel kapcsolatos hazai szabályozás legfontosabb mérőföldkövei?
5. Melyek a szennyvíz és szennyvíziszap kezelésére vonatkozó szabályzatok legfontosabb tartalmi elemei?

[Vákát oldal]

A szerves mikroszennyezők kockázatbecslése

A kockázatbecslés, kockázatkezelés a nukleáris iparban, a katonai és polgári légi közlekedésben, valamint az űrtechnológia területén jelent meg először, hiszen ezek olyan területek, ahol viszonylag magas potenciális baleseti veszély áll fenn, a következmények pedig igen súlyosak lehetnek. Manapság már igen elterjedt módszer a veszélyek, kockázatok felmérésére, rangsorolására és kezelésére. Mindezek, a kockázatmenedzsment részterületei napjainkban a minőségirányítás szerves részét képezik.

A kockázatbecslés alapjai

Szerves mikroszennyezők esetében (más szennyezésekhez hasonlóan) a veszély mértékét a kockázati tényezővel (RQ , *risk quotient*, más megnevezésekben HQ , *hazard quotient*) jellemezhetjük. Ezzel egy olyan dimenzió nélküli számot kapunk, amely magában foglalja egy szennyező anyag mért környezeti koncentrációját és azt a becsült, számított értéket, amely negatív hatást nem fejt ki. Környezetre, illetve egy ökoszisztémára ez az alábbiak szerint alakul:

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

A kockázati tényező tehát a becsült környezeti szennyezőanyag-koncentráció (PEC , *predicted environmental concentration*) és az ökoszisztémára még nem ható becsült koncentráció ($PNEC$, *predicted no effect concentration*) hányadosa. Egyes esetekben a PEC helyettesíthető az MEC (*measured environmental concentration*), azaz a mért környezeti koncentráció értékével, amennyiben ezek az adatok rendelkezésre állnak. Minél nagyobb az RQ értéke, annál nagyobb a kockázat, amelyet a környezetbe került szerves mikroszennyező jelent. Ha az RQ értéke kisebb, mint 1, akkor nincs szükség beavatkozásra, hiszen a koncentráció kisebb a káros hatást kifejtő koncentrációnál, ám ha ez az érték nagyobb, mint 1, akkor további lépések, kockázatsökkentő intézkedések szükségesek.

A kockázatbecslő mátrix használata elsősorban munkahelyi kockázatbecslés készítésénél elterjedt módszer. Lényege, hogy egy esemény bekövetkezésének valószínűségét és az esemény súlyát összesíti, számszerűsíti, így az egyes események kockázatuk alapján jól priorizálhatók [108]. Környezeti, ökológiai kockázatbecslés esetén kevésbé terjedt el.

A kockázatbecslés módszerei szerves mikroszennyezők esetében

A kockázatbecslés akkor lesz teljes, illetve a kockázatok csökkentésére irányuló lépések akkor lesznek hatékonyak, ha megelőzőleg az információszerzés alapos és részletes volt. Mindenekelőtt a kockázatbecslés célját és hatókörét szükséges meghatározni. Szerves mikroszennyezők kockázatát vizsgálhatjuk többek között

- a környezetre,
- a vízi ökoszisztémákra,
- a talajra,
- a légkörre,
- az emberi egészségre,
- az ivóvízbiztonságra,
- egy konkrét, jól körülhatárolható területre.

A különböző gyógyszermaradványok egyik legismertebb emissziója a kommunális szennyvizek kibocsátása. A gyógyszerkészítmények elfogyasztásukat követően elsősorban vizelettel és széklettel ürülnek változatlanul, vagy metabolitok, illetve glükuronsav és kénsav konjugátumai formájában. E szennyező anyagok környezetben történő megjelenése általában a hiányos vagy nem megfelelő hatásfokú szennyvíztisztítás következménye. A kórházak és egyéb egészségügyi intézmények szennyvizében a vegyületek koncentrációja különösen magas [109]. A jelenlegi egyesült államokbeli és európai szabályozás előírja, hogy az új gyógyszerekre a szokásos akut toxicitási teszteket kell elvégezni (algákra, *Daphnia magna*-ra és halakra), ha a hatóanyag becsült vagy mért környezeti koncentrációja (PEC vagy MEC) meghaladja az 1 µg/L értéket az Egyesült Államokban, vagy a 10 ng/L az Európai Gyógyszerügynökség (EMA) által meghatározott biztonsági küszöbértéknek megfelelően. Azoknál a vegyületeknél, amelyek esetében a PEC meghaladja ezeket az értékeket, kockázatbecslést szükséges lefolytatni a kockázati tényező számításával. Ez a PEC vagy MEC és a PNEC hányadosából számítható [110].

A NORMAN-hálózat az új szennyezők (CEC) környezeti kockázatának meghatározására egyedi módszert fejlesztett ki, és mára a legkiterjedtebb működő rendszer, amely az Európai Bizottság támogatásával 2005 óta működik [111]. A hálózat célja, hogy ellenőrzött információkat gyűjtsön az új szennyezők környezeti jelenlétéről, egységesítse az adatgyűjtés módszereit, és biztosítsa az információcserét a szennyező anyagok környezeti jelenlétét és kockázatát illetően. Fontos cél és szempont a mérési módszerek és a monitoringeszközök validálása és harmonizációja, ezáltal a kockázatértékelések minőségének növelése. A NORMAN-hálózat egyfajta kapocsként működik a politika és a tudomány területe között, amely elősegíti az összehangolt fellépést az új szennyezők azonosításának és kockázatcsökkentésének érdekében.

Az adatgyűjtés és az olyan adatbázisok fejlesztése, mint az EMPODAT a projekt kezdete óta a NORMAN fő tevékenységei közé sorolható [112]. Az EMPODAT mára a legnagyobb nemzetközi adatbázis lett, 500 új szennyező mintegy tízmillió adatát rögzíti [113]. Az egyes kategóriákon belüli prioritást olyan speciális mutatók alapján értékelik, mint a perzisztencia, a bioakkumulációs tulajdonság, a toxikológiai vagy ökotoxikológiai hatások, valamint olyan kockázatértékelési mutatók, mint a hatás nélküli koncentráció (PNEC) túllépésének gyakorisága és kiterjedtsége.

A NORMAN-módszertan döntéstámogató keretet biztosít azon anyagok listájának folyamatos frissítéséhez, amelyek esetében valamilyen intézkedést (csökkentést, kutatást, monitorozást) szükséges végrehajtani [114].

A szerves mikroszennyezők kockázatértékelésére a *pontozás- és rangsorolás-alapú kockázatbecslés módszerét* célzottan a felszíni vizek és az ivóvíz minőségének paramétereit figyelembe véve fejlesztették ki, a környezettel és az emberi egészséggel összefüggésben [115]. A módszer bemutatásához kapcsolódó kutatáshoz 58 szerves mikroszennyezőt választottak ki, figyelembe véve azok jellemző előfordulását a felszíni vizekben, a Duna folyóban és a kezelt szennyvízben, valamint a termelt és felhasznált mennyiségüket. A vizsgált szerves mikroszennyezők között gyógyszerek, ipari vegyületek, rovarirtók, nanoanyagok, égésgátlók, felületaktív anyagok, testápolási termékek (PPCPs), valamint a koffein és a nikotin szerepeltek.

Az egyes szerves mikroszennyezőket kategóriánként értékelték, majd az összegzett eredmény alapján készült el a prioritási lista. Ezek alapján a lista első 3 helyére a nikotin, a biszfenol-A és a szulfametoxazol került. Ezek a szennyező anyagok gyakran fordulnak elő az édesvízi környezetben, és mind a környezetre, mind pedig az emberi egészségre kockázatot jelentenek.

A *SAR* (*structure-activity relationship* – szerkezetaktivitási összefüggés) és *QSAR* (*quantitative structure-activity relationship* – mennyiségi szerkezetaktivitási összefüggés) modellek olyan matematikai modellek, amelyeket a vegyületek fizikokémiai, biológiai, ökotoxikológiai és környezeti hatására, sorsára vonatkozó becslésére használnak azok kémiai szerkezetének és tulajdonságainak ismeretében [116].

A SAR minőségi összefüggés, amely egy rendszert egy adott tulajdonság vagy hatás meglétével vagy éppen hiányával kapcsol össze. A QSAR pedig egy matematikai modellel, amely a kémiai szerkezetből levezetett egy vagy több mennyiségi paramétert kapcsol össze egy tulajdonság vagy hatás mennyiségi mérőszámával.

Az ökológiai szerkezetaktivitási összefüggés (ECOSAR) egy gyakran használt QSAR-eszköz, amelyet az USA EPA fejlesztett ki egy vegyi anyag akut, azaz rövid távú és krónikus, azaz hosszú távú toxicitásának előrejelzésére. Az ECOSAR elsősorban a vízi szervezetekre, például halakra, gerinctelen víziállatokra és vízinövényekre alkalmazható. A digitális felületen futó program főbb jellemzői a következők:

- A szerkezetileg hasonló szerves vegyi anyagok csoportosítása a rendelkezésre álló, kísérletileg igazolt hatásdózisértékek felhasználásával.
- Az új vagy még nem tesztelt vegyi anyagok toxicitásának előrejelzése az adatbázisban szereplő vegyi anyagok fizikai-kémiai tulajdonságai alapján.
- Az új vagy még nem vizsgált vegyi anyagok legrepresentatívabb osztályának meghatározása.
- Az adatbázis folyamatos frissítése az elérhető forrásokból összegyűjtött adatsorok vagy benyújtott kutatások, tanulmányok alapján.

Az ECOSAR-szoftver ingyenesen elérhető és használható bárki számára [117].

A felszín alatti vizek peszticidszennyezéssel szembeni védelme prioritást élvez a globális környezetpolitikában. A felszín alatti víztesteket érintő peszticidszennyezés Svédországon kívül az összes EU-tagállamban kimutatható [118]. Különösen problematikus a szennyezés a mediterrán térségben, ahol a száraz évszakban a felszín alatti vízkészletek is jelentősen csökkenhetnek. Fontos hangsúlyozni azt a tényt, hogy a felszín alatti víztesteket általában nem egyetlen peszticid szennyezi, hanem bennük különböző szennyező anyagok keveréke mutatható ki. E szennyezőanyag-keverékek gyakori előfordulása ellenére a jelenlegi EU-szabályozások szinte kizárólag az egyes vegyi anyagok kockázatértékelésére fókuszálnak. A peszticidkeverékek toxicitása azonban általában magasabb, mint az egyes komponensek toxicitása [119]. Ez azt jelenti, hogy a különböző vegyületek még akkor is hozzájárulhatnak a keverék teljes toxicitásához, ha külön-külön olyan alacsony koncentrációban fordulnak elő, amely nem vált ki káros hatást az édesvízi élővilágra.

Összefoglalás

A szerves mikroszennyezők kockázatbecslése meglehetősen szerteágazó terület. Összességében megállapítható, hogy a szerves mikroszennyezők kockázatértékelésére nincs általánosan elterjedt, elfogadott módszertan, jellemző, hogy hasonló alapokra építkezve egy-egy kutatás

céljára továbbfejlesztett, optimalizált módszer használatos. A kockázatbecslési módszerek gyakori hiányossága, hogy nem minden esetben rendelkezik megfelelő mennyiségű és elegendően részletes kiindulási információval. Általában előre kiválasztott 20-, 30-, esetleg 50-féle vegyületre fókuszálva végzik a vizsgálatokat, így természetesen átfogó kép a vizsgált területről nem kapható. Ellenben a vizsgált csoporton belül pontos priorizálás végezhető, így megállapítható, mely vegyületek, vegyületcsoportok igényelnek nagyobb figyelmet, illetve – lehetőség szerint – kockázatcsökkentő intézkedéseket.

Fejezetzáró kérdések

1. Mi az RQ, PEC, MEC, **PNEC**, és milyen összefüggésben állnak egymással?
2. Milyen szempontokat érdemes figyelembe venni egy szennyező anyag pontozás- és rangsorolás-alapú kockázatbecslésénél?
3. Mi a NORMAN-hálózat, és milyen munkacsoportokban működik?
4. Hogyan és milyen célra használhatók a SAR-/QSAR-modellek?
5. Milyen kockázatbecslő módszert alkalmazna peszticidkeverékek ökológiai kockázatának meghatározásához?

A szerves mikroszennyezők mérése a környezetben

A szerves mikroszennyező anyagok méréséhez gyakorlatilag a kémia, az analitikai kémia és a biokémia teljes eszköztára rendelkezésünkre áll. Az analitika alkalmazott tudománya ma már annyira szerteágazó, hogy az analitikai vegyészeten belül is egymástól szélsőségesen különböző elméleti és gyakorlati ismereteket igénylő módszerek használhatók.

Egy környezeti minta vizsgálata minden esetben összetett folyamat, amelyet nem lehet csak egyetlen elv alapján megalkotni. Egy vizsgálati (vagy mérési, analitikai) módszer minden esetben többféle, más-más elven alapuló eljárás összessége. Amikor a gyakorlatban egy adott anyag koncentrációját megadjuk, mindig megismételhető módon le kell írni azt a módszert, vagy hivatkozni kell arra a módszerre, amellyel a mérés történt. A mérési módszer megválasztása során törekedni kell a szabványos, általánosan használt eljárások alkalmazására.

Különösen a szerves mikroszennyezők esetében, a módszerek fejlesztése sokszor nem tart lépést az igényekkel és a szükségletekkel. Az egyetemről frissen kilépő szakembereknek különösen szem előtt kell tartaniuk, hogy léteznek olyan esetek, amikor a jogszabályok vagy társadalmi elvárások a lehetőségektől elrugaszkodott igényeket támasztanak a mérési módszerekkel szemben (kimutathatóság alatti határérték előírása, elfogadott mérési módszerrel nem rendelkező paraméterek megismerésének vágya).

A mérési módszerek minősítése

A legtöbb műszeres módszer (de elméleti szempontból a klasszikus mérési módszerek is) egy, a mérendő jellemzőtől (koncentrációtól, c) függő jelet (S) vagy eredményt szolgáltat. Jelként értelmezhetjük például egy kromatográfiás csúcs területét, egy oldat abszorbanciáját vagy a büretáról leolvasott fogyást.

Specifikus az a mérés, ahol a mért jel csak a mérendő jellemzőtől függ (nincsenek zavaró hatások, ideális eset). Valójában specifikus mérés nem létezik. A szelektivitással jellemezzük a mérés zavaró hatásoktól való mentességét.

A jó módszerek azok, amelyeknél a jelet más anyagok nem befolyásolják, illetve az érzékenységük nem függ a környezeti feltételektől.

A legkisebb, megbízhatóan kimutatható koncentrációkat három értékkel szokás jellemezni, a vakhatárértékkel, a kimutatási határral és a meghatározási határral. A vakhatárérték (LoB, *limit of blank*) az a látszólagos koncentrációja a mérendő anyagnak, amelyet akkor kapunk eredményül, amikor a mérendő anyagot nem tartalmazó (vak) mintát vizsgáljuk az adott módszerrel.

A kimutatási (detektálási) határ (LoD, *limit of detection*) az a koncentrációja a mérendő anyagnak, amely már elfogadható megbízhatósággal megkülönböztethető a vakhatárértéktől, a mérendő anyagot nem tartalmazó mintára kapott jeltől.

A meghatározási határ (LoQ, *limit of quantitation*) az a legkisebb koncentráció, ahol a mérendő anyagnak már nemcsak a jelenléte mutatható ki megbízhatóan, hanem mennyisége is az előírt biztonsággal meghatározható. A LoB, LoD és LoQ kiszámítható a minták megismételt méréseire

kapott eredmények statisztikai értékelésével, egyszerű normál eloszlás feltételezésével vagy más, bonyolultabb statisztikai módszerekkel is.

A szerves mikroszennyezők kimutatására használható módszerek

Spektroszkópai módszerek

A legtöbb, szerves mikroszennyező anyagok kimutatására és mérésére alkalmas módszert a leg-hatékonyabban kromatográfiás elválasztást követően lehet alkalmazni. Ennek oka, hogy ezek a vegyületek egy-egy csoportjukon belül alapvető építőelemeikben, funkciós csoportjaikban és kötéseikben nem sokban különböznek egymástól, így egymás melletti kimutatásuk ugyan-abból a mintából rendszerint problémás. Ezért a különféle elveken alapuló eszközök többsége kromatográfiás detektorként is alkalmazható, illetve a kromatográfia lehet minta-előkészítő művelet ezek alkalmazásához.

A spektroszkópai eszközök kromatográfiás detektorként vagy önállóan is alkalmasak külön-böző szerves komponensek kimutatására. Az atom- és molekulaszpektroszkópia leggyakoribb, kromatográfiás elválasztás nélkül is alkalmazható módszereinek főbb csoportjai:

- UV-VIS-spektrofotometria (vegértékelektronok rezgései);
- IR-spektroszkópia (molekularezgések);
- Raman-spektroszkópia;
- Lumineszcencia spektroszkópia:
 - Fluoreszcens spektroszkópia
 - Foszforeszcens spektroszkópia
 - Röntgen fluoreszcens spektroszkópia (FRF, *X-Ray fluorescence spectroscopy*)
- Mikrohullámú spektroszkópia
- Rádióspektroszkópia:
 - Elektron spin rezonancia (ESR, *electron spin resonance*)
 - Elektron paramágneses rezonancia (EPR, *electron paramagnetic resonance*)
 - Mágneses magrezonancia (NMR, *nuclear magnetic resonance*).

A molekulaszpektroszkópia a szerves mikroszennyező anyagok analízisére elterjedt eljárás. Az atomspektroszkópia az egyes, meghatározott elektronszerkezettel rendelkező atomok által elnyelt és kibocsátott elektromágneses hullámokat vizsgálja, ezért elsősorban az elemvizelés-ben használatos, és rendszerint csak az egyéb (nehézfém, foszfor stb.) atomokat is tartalmazó szerves vegyületek vizsgálatánál vehető számításba. A molekulaszpektroszkópia ezzel szemben a molekulák elektronjainak és atomjainak, atomcsoportjainak elektromágneses hullámokkal való kölcsönhatásán alapul.

Az UV-VIS-fotométert használó módszerek közül érdemes külön megemlíteni az immunpró-bán (*immunoassay*) alapuló módszereket. Ezek többsége általában kvalitatív vagy félkvantitatív módszer, alkalmazásuk igen széles körű. Alkalmasak például peszticidek, TPH, PCB vizsgálatára.

Az immunpróba a műanyag küveták falára előre felvitt, a mérendő komponensre szelektív antitesteket alkalmaz. Ezek képesek megkötni és kivonni a mintamátrixból a mérendő kompo-nenst. Az előkészített mintát és egy reagenst (amely enzimkonjugált molekulákat tartalmaz) a küvetába helyeznek. Az inkubációs idő alatt az enzimkonjugált molekulák és a mérendő kompo-nens verseng az antitesteken található kötőhelyekért. A több mérendő komponenst tartal-mazó minták esetén a mérendő komponens több kötőhelyet foglal el, ezért kevesebb hely marad

az enzimkonjugált molekulák számára, így a minta folyadékfázisában több enzimkonjugált molekula marad.

Az inkubáció után a mintát a szabad enzimkonjugátummal együtt kimossák, majd egy színképző reagenst adnak hozzá. A konjugátumban található enzim katalizálja a színes vegyület képződését. A szín annál intenzívebb, minél több enzimkonjugátum maradt a mintában, azaz az abszorbancia csökkenése összefüggésben lesz az eredeti mintában jelen lévő mérendő komponens mennyiségével. Az abszorbanciát a kalibráció során kapott értékekkel összehasonlítva a mérendő komponens mennyisége meghatározható [120].

IR-fotometria

Az infravörös tartományon belül többféle műszeres technika létezik, amelyek különböző elveken alapulnak. A módszer alapelve alapjaiban megegyezik az UV-VIS-fotometriával, azonban a fényelnyelésért elsősorban nem a vegyértékelektronok állapotai közti átmenetek felelősek, hanem a molekulák és funkciós csoportjaik különböző rezgései és forgásai.

A valódi infravörös spektrofotométerekben a detektálás történhet úgynevezett diszperziós módon, az UV-VIS-hez hasonlóan a hullámhossz kiválasztására való monokromátor segítségével, de ez a kevésbé elterjedt megoldás. A gyakoribb megoldás a Fourier transzformációs infravörös spektroszkópia (FTIR vagy FT-IR, *fourier transform infrared spectroscopy*). Ezekben a széles spektrumot tartalmazó nyaláb halad át (vagy verődik vissza) a mintán, és a detektor a beeső infravörös fényből interferométer segítségével interferogrammot állít elő, amelyből Fourier-transzformáció segítségével a spektrum elkészíthető. Az IR-tartományban gyakran alkalmazott módszer a Raman-spektroszkópia, amely a szórt fény spektrum csúcsai eltolódásának mérésével minőségi analízist is lehetővé tesz.

Lumineszcens spektroszkópia

Az emissziós spektroszkópiai módszerek közül a fotolumineszcens spektroszkópiát érdemes kiemelni mint a szerves vegyületek mennyiségi és minőségi analizisére alkalmas módszert. A lumineszcenciának két változatát különböztetik meg, a fluoreszcenciát és a foszforeszcenciát. A fluoreszcencia valószínűsége viszonylag nagy, és a gerjesztett állapot átlagos élettartama 10^{-5} – 10^{-8} s, emiatt a fluoreszcencia gyorsan megszűnik, ha a gerjesztő hatást megszüntetjük. Foszforeszcenciánál a gerjesztett állapot átlagos élettartama rövidebb, 10^{-4} – 10^4 s, tehát jóval azután is fennmaradhat, hogy a gerjesztő hatást megszüntetjük.

A legtöbb szervetlen ion vizsgálatára a lumineszcencia alkalmatlan, ezeket közvetetten szerves komplexeikben lehet mérni. Az aromás gyűrűket tartalmazó szerves vegyületek rendszerint fluoreszkálnak, míg a heterociklusos vegyületek foszforeszkálnak. Így a módszer számos anyag kimutatására alkalmas, például fehérjék, aminosavak, vitaminok, gyógyszerhatóanyagok, peszticidek vizsgálatára. Összegző paraméterek, szerves vegyületcsoportok is vizsgálhatók a segítségével, például huminsavak, huminanyagok.

A fluoriméterekkel meghatározható koncentrációt a háttérben lévő egyéb szerves anyagok zavaró hatása erősen befolyásolja. A spektrofluoriméterek alkalmasak lehetnek akár tíz ppb alatti koncentrációk mérésére is [121].

Termoanalitikai módszerek

A leggyakrabban alkalmazott termoanalitikai módszerek a következőképpen csoportosíthatók:

- termogravimetria (TG, *thermogravimetry*, vagy TGA, *thermogravimetry analysis*) és derivatív termogravimetria (DTG, *derivative thermogravimetry*);
- differenciális termoanalízis (DTA, *differential thermal analysis*) és pásztázó kalorimetria (DSC, *differential scanning calorimetry*);
- fejlődőgáz-mérés (EGD, *evolved gas detection*) és fejlődőgáz-analízis (EGA, *evolved gas analysis*).

A termoanalitikai módszerek folyadékminták mérésére közvetlenül nem alkalmasak, azonban adszorbensek, üledékek vizsgálatára jól alkalmazhatók. Alacsony kimutatási határ eléréséhez rendszerint a tömegmérés és a kalorimetria nem elégséges, de más műszerekkel a fejlődő gázok vizsgálatával kiegészítve jól alkalmazható. A TGA és a DSC a műanyagok és a mikroműanyagok minőségi és mennyiségi analizisére jól használható [122].

Elektrokémiai módszerek

Az elektroanalitikai módszerek többsége elméletben alkalmas szerves mikroszennyező anyagok vizsgálatára is. Az IUPAC az egyes módszereket a mért és vezérelt elektromos jellemzők (elektrodpotenciál, áramerősség, töltés stb.) alapján a következők szerint csoportosítja [123]:

- potenciometria (*potentiometry*),
- amperometria (*amperometry*),
- voltametria (*voltammetry*),
- coulometria vagy coulombmetria, közvetlen (*direct coulometry*, *direct coulombmetry*),
- konduktometria (*conductometry*),
- impedimetria (*impedimetry*).

A határfelületi elektrokémiai módszerekkel szemben, amelyeknél a kémiai reakciók az elektródokon játszódnak le, meg szokták különböztetni az „oldattömegi” módszereket, amelyek az oldat belsejének, egy nagyobb térfogatának valamilyen elektromos tulajdonságát vizsgálják [124]. Ez utóbbi típusba a konduktometria tartozik.

Az elektroanalitikai műszerek vizes oldatokkal is jól használhatók, részben közvetlen mérésre, részben kromatográfiás vagy más előkészítés után. Karbonilcsoportot tartalmazó vegyületek mérésére már az 1980-as években is ismert volt a 0,25 µg/L, fenolokra 1 µg/L kimutatási határral rendelkező módszer [125]. Modernebb alkalmazások, például csepegő higanyelektród (DME, *dropping mercury electrode*) vagy az adszorptív sztripping voltametria (AdSV, *adsorptive stripping voltammetry*) és változataik 1 µg/L – 1 ng/L koncentrációban is alkalmasnak bizonyultak peszticidek mérésére [126]. Ennek ellenére az elektrokémiai módszerekkel többnyire csak a szakirodalomban találkozhatunk, a szabványos eljárások inkább kromatográfiás módszereket tartalmaznak.

Tömegspektrometria

A tömegspektrometria alapelve, hogy a mintában jelen lévő vagy a készülékhez épített ionforrásban létrehozott töltött részecskéket elektromos és mágneses terek segítségével felgyorsítjuk,

szétválasztjuk. A töltött részecskékre ható Lorentz-erő a mágneses térerősség és a sebesség függvénye, emiatt a különböző nagyságú töltéssel és tömeggel rendelkező részecskék különböző hosszúságú utakat tesznek meg, eltérő ideig tartózkodnak az analizátorban, térben egymástól elválnak, külön detektálhatók.

Az ionizációt megvalósító ionforrásoknak és a tömeganalizátoroknak számos típusa létezik. Detektorként rendszerint elektronsokszorozót alkalmaznak. Az ionizáció célja, hogy a tömegspektrométer számára analizálható, különböző tömeggel és töltéssel rendelkező ionokat, fragmenteket hozzon létre. Az ionizációnak többféle módszere, a tömeganalizátoroknak számos típusa létezik.

A tömeganalizátor előtt, az ionizáció után általában szükséges egy úgynevezett ionoptika, amely biztosítja, hogy az ionok azonos kinetikus energiával, egy nyalábban jussanak az analizátorba.

A tömegspektrométerek teljesítményének legfontosabb jellemzője az érzékenység (a legkisebb kimutatható tömeg vagy részecskeszám, ami akár 10^{-21} mol is lehet) mellett a felbontás és a mérési tartomány. A felbontás azt mutatja meg, hogy mekkora az a tömegkülönbség, amelyet a tömeganalizátor ki tud mutatni. A leggyakrabban rutinvizsgálatokhoz alkalmazott tömegspektrométerek általában 0,1 atomi tömegegység-felbontásra képesek. A mérési tartomány alsó értéke általában 1 atomi tömegegység, felső határa 20–30 ezer atomi tömegegység körüli.

Amikor a tömegspektrométereket közvetlenül használjuk fel analízisre, a mintának gőz- vagy gázhalmazállapotban kell lennie, mert csak a szabadon mozgó ionok szétválasztása oldható meg egyszerűen. Ezért a mintabevitelnél a légköri nyomásról a mintát erős vákuumba kell bejuttatni. Ennek megoldására a legújabb deszorpciós módszerek (MALDI, FAB) kiválóan alkalmasak. Illékony, hőbomlásra nem hajlamos anyagok indirekt injektálással, 0,1–1 mg mintamennyiség-gel juttathatók be. Ennél rendszerint egy szeptumon keresztül, vákuum alatti fűtött térbe kerül a minta, ahol elpárolog, és egy szűk résen jut át az ionizációs térbe. A kevésbé reprodukálható direkt mintabevitel esetén a 0,001–0,1 mg mennyiségű, kevésbé illékony és hőbomlásra hajlamosabb mintát téglében, zsilipen keresztül juttatják az ionforrásba, ahol elpárolog.

Kromatográfias módszerek

A szerves mikroszennyezők vizsgálatára a két leggyakrabban alkalmazott, alapvető módszer a gázkromatográfia és a folyadékkromatográfia, elsősorban tömegspektrométeres detektálással. Míg a gázkromatográfia főként csak az illékonyabb, nem poláros anyagok vizsgálatára alkalmas, addig a folyadékkromatográfiára ilyen kötöttségek nem vonatkoznak.

A folyadék-gáz megkülönböztetés mellett létezik még szuperkritikus folyadék (*fluidum*) kromatográfia (SFC, *supercritical fluid chromatography*) is. Bizonyos fokig az elektroforézisen alapuló elválasztás is idesorolható.

A kromatográfias eljárásoknak számos változata létezik, amelyek csoportosíthatók például:

- az elválasztandó anyagok és az állófázis közti kölcsönhatás szerinti csoportosítás szerint;
- az állófázis geometriája szempontjából;
- az áramló fázis mozgását előidéző hajtóerő szerint;
- az elválasztás technikai megvalósítása alapján (frontális kromatográfia, kiszorításos kromatográfia, elúciós kromatográfia).

A frontális és a kiszorításos kromatográfiát mennyiségi analízisre ma már ritkán használják, inkább csak preparatív technikaként jöhetnek szóba. Elúciós kromatográfia esetén az állófázison

folyamatosan vivőanyagot (folyadékot vagy gázt), úgynevezett eluent áramoltatunk át. Ebbe az eluensáramba impulzusszerűen injektáljuk a vizsgálandó komponenseket tartalmazó mintát, rendszerint kis mennyiségben (0,1–1000 μL). Az egyes komponensek affinitásuk függvényében eltérő sebességgel haladnak át az állófázist tartalmazó oszlopon, és a detektornál egymástól térben és időben elkülönülve jelennek meg.

Gázkromatográfia

Gázkromatográfiában a mozgófázis legtöbbször valamilyen inert gáz, amelynek átáramlását az oszlopon és a detektoron a gázforrás (legtöbbször gázpalack) nyomása biztosítja. A minta injektálása történhet kézzel vagy automatikus mintaadagoló készülék segítségével. Az oszlopot elhagyó vivőgáz a készülékhez tartozó detektorba kerül. A különböző detektorok jellemző paramétereinek beállítása és vezérlése általában az injektorral és a termosztátszekrénnel közös vezérlőegységről történik. A modern készülékek szinte kivétel nélkül személyi számítógépről vezérelhetők.

A gázkromatográfiás módszer fő meghatározó elemei:

- a vivőgáz (általában a detektortípustól függ),
- az injektálás módja,
- az oszlop típusa.

A fenti jellemzők változtatásával és helyes megválasztásával a gázkromatográfiás készülék sokoldalúan kihasználható.

Új technológiának tekinthető a multidimenzionális kromatográfia. Ennek dimenziói alatt az egymástól független elválasztási műveleteket értjük. Így például egy folyadékkromatográf és egy gázkromatográf sorba kapcsolva kétdimenziós rendszert alkot. A gázkromatográfia legmodernebb módszereinek tekinthető a multidimenzionális gázkromatográfia (MDGC, *multi-dimensional* vagy 2D-GC) és a komprehenzív gázkromatográfia (GCxGC).

Folyadékkromatográfia

A folyadékkromatográfiás eljárásoknál az állófázis és a mozgófázis tekintetében még a gázkromatográfiánál is szélesebb körben válogathatunk a különböző mérési elvek között. A gázkromatográfiával analóg, leggyakrabban alkalmazott elúciós eljárás a nagy nyomású folyadékkromatográfia (HPLC, *high pressure liquid chromatography*). A 2004 utáni években a technológia fejlődésével, kisebb szemcseméretű (körülbelül 1,7 μm) állófázisok és még nagyobb nyomás (1000 bar) alkalmazásával már külön ultrahatékony folyadékkromatográfiáról (UHPLC, *ultra high performance* vagy UPLC, *ultra performance liquid chromatography*) is beszélhetünk.

A HPLC rendszerint nagyobb beruházási és fenntartási költséget igényel, mint egy gázkromatográfiás rendszer, elsősorban a mozgófázis és az oszlopok miatt. Cserébe olyan szerves komponensek is mérhetők folyadékkromatográfiás módszerekkel, amelyek nem kellően illékonnyak a gázkromatográfiás méréshez, vagy érzékenyek a magas hőmérsékletre. A folyadékkromatográfiában a mozgófázis és az állófázis poláris és apoláris jellege is széles tartományban változtatható, ezért az elválasztás hatásfoka is jobban beállítható, mint a gázkromatográfiában, ahol többnyire csak a különböző állófázisok között válogathatunk [127].

A kromatográfias módszerek elválasztási hatékonysága és a hozzájuk kapcsolható detektorok, főként a tömegspektrométerek univerzális felhasználhatósága a GC-MS és a HPLC-MS technológiát tette a leginkább alkalmazott módszerre a szerves mikroszennyező anyagok vizsgálatának terén. Ha az adott komponens gyorsan és minimális minta-előkészítéssel mérhető valamilyen gázkromatográfias módszerrel, akkor a GC-t kell előnyben részesíteni, egyéb esetben a HPLC-t.

Minták előkészítése

Mind a kromatográfias, mind a más elven működő módszerek megkövetelik a minta előkészítését. A minta-előkészítési módszerek rendszerint elválaszthatatlanok az őket követő műszeres méréstől, az adott műszer egyedi jellemzőitől. Röviden a legfontosabb, kromatográfiához kapcsolódó injektálási módszereket is meghatározó minta-előkészítési eljárások a teljesség igénye nélkül:

- statikus gőztérinjektálás (Headspace, HS vagy Static Headspace Extraction, SHE),
- gázsztrippeléses módszerek („purge and trap”, dinamikus gőztérinjektálás/-extrakció, Dynamic Headspace Extraction, DHE).

A kevésbé illékony komponensek extrakciójához használt módszerek:

- Soxhlet-extrakció;
- mikrohullámmal segített extrakció (MAE, *microwave assisted extraction*);
- ultrahanggal segített extrakció (USAE, *ultrasound assisted extraction*);
- gyorsított oldószeres extrakció (ASE, *accelerated solvent extraction*);
- nagy nyomású folyadékextrakció (PLE, *pressurized liquid extraction*);
- nagy nyomású fluidextrakció (PFE, *pressurized fluid extraction*);
- szuperkritikus fluidextrakció (SFE, *supercritical fluid extraction*);
- membránalapú extrakció (ME, *membrane extraction*).

Az egyik talán legkényelmesebb minta-előkészítési (és egyben injektálási) eljárásnak a szilárd fázisú extrakciós (SPE, *solid phase extraction*) eljárás tekinthető. Az ilyen eljárásoknak az általános jellemzője, hogy egy szilárd adszorbenst a vizsgálandó mintába (folyadékba, folyadék gőztérbé vagy gázba) helyeznek, amelyen az adszorpció révén a vizsgálandó komponensek egyensúlyi folyamatban megkötődnek. Ezután a vizsgálandó anyagokat az adszorbensről termikusan vagy más módszerrel leválasztják, és az eluensbe (gázkromatográf esetén a vivőgázba) juttatják. A szilárd fázisú mikroextrakció (SPME, *solid phase microextraction*) abban különbözik a SPE-től, hogy az SPME kis mennyiségű, egy vékony, tűszerű kvarcszála vagy kapilláris belsőjében rögzített adszorbensen csak a mérendő komponensek egy részét (1–20%) adszorbeálja, de az adszorbeált komponensek teljes mennyiségét a gázkromatográfba juttatja.

Fejezetzáró kérdések

1. Magyarazza meg a vakhatárérték, a kimutatási határ és a meghatározási határ fogalmát!
2. Ismertesse az immunpróbák alapelvét!
3. Milyen elektroanalitikai eljárásokat ismer?
4. Hogyan csoportosíthatók a kromatográfias módszerek?
5. Hogyan működnek az SPE minta-előkészítő eljárások?

[Vákát oldal]

Bibliográfia

1. 1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól.
2. Dinka DD. Environmental Xenobiotics and Their Adverse Health Impacts-A General Review. *Journal of Environment Pollution and Human Health*. 2018;6(3):77–88.
3. Patel DK, Sen DJ. Xenobiotics: An Essential Precursor for Living System. *American Journal of Advanced Drug Delivery*. 2013;1(3):263–270.
4. Soucek P. Xenobiotics. In: Schwab M, editor. *Encyclopedia of Cancer*. Berlin, Heidelberg: Springer; 2011. p. 3964–3967.
5. Juchau MR, Chen H. Chapter 17 – Developmental Enzymology: Xenobiotic Biotransformation. In: Slikker W, Chang LW, editors. *Handbook of Developmental Neurotoxicology*. San Diego: Academic Press; 1998. p. 321–337.
6. Stockholmi Egyezmény 2004. Elérhető: <https://vegyszeranyag.kormany.hu/stockholmi-egyezmey>
7. Jacob J. A Review of the Accumulation and Distribution of Persistent Organic Pollutants in the Environment. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics*. 2013;3(6):657–661.
8. Hill MK. *Understanding Environmental Pollution: A Primer*. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press; 2004.
9. Földművelésügyi Minisztérium. Vegyi anyagok szabályozása [letöltve 2018. december]. Elérhető: <http://vegyszeranyag.kormany.hu/stockholmi-egyezmey>.
10. Verlicchi P, Galletti A, Petrovic M, Barceló D. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*. 2010;389(3):416–428.
11. Arslan M, Ullah I, Müller JA, Shahid N, Afzal M. Organic Micropollutants in the Environment: Ecotoxicity Potential and Methods for Remediation. In: Anjum NA, Gill S, Tuteja N, editors. *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants*. Springer International Publishing AG; 2017.
12. Sauve S, Desrosiers M. A review of what is an emerging contaminant. *Chem Cent J*. 2014;8(1):15.
13. NORMAN Network [letöltve 2018. december]. Elérhető: www.norman-network.net
14. Wania F, MacKay D. Peer Reviewed: Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology*. 1996;30(9):390A–396A.
15. NORMAN Network. NORMAN List of Emerging Substances [letöltve 2018. december]. Elérhető: www.norman-network.net/?q=node/81#sub5
16. Knisz J szerkesztő, Goda Zoltán, Karches Tamás, Mátrai Ildikó, Salamon Endre, Vadkerti Edit et al. *Szerves mikroszennyezők a vizekben*. Budapest: Nemzeti Közszerzői Egyetem; 2020.
17. Faigl F, Kollár L, Kotschy A, Szepes L. *Szerves fémvegyületek kémiája*. Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó.
18. Salamon E. Egyes komponensek eltávolítási mechanizmusai. In: Vadkerti E, szerkesztő. *Vízszerezés, víztisztítás*. Baja: Nemzeti Közszerzői Egyetem Víz tudományi Kar; 2020.
19. Salma I, szerkesztő. *Környezetkémia*. Budapest: ELTE; 2012.
20. Vind K. Szerves mikroszennyezők meghatározása beltéri levegőben termáldesorber-gázkromatográf-tömegspektrométer kapcsolt rendszerrel. Szakdolgozat. ELTE; 2007.
21. UNESCO WWAP. *Wastewater: The Untapped Resource*. 2017.
22. Geissen V, Mol H, Klumpp E, Umlauf G, Nadal M, Ritsema CJ. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*. 2015;3:57–65.

23. Clarke BO, Smith SR. Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environment International*. 2011;37(1):226–247.
24. Burkhardt-Holm P. Linking Water Quality to Human Health and Environment: The Fate of Micropollutants. Institute of Water Policy; 2011.
25. Wilkinson J, Hooda PS, Barker J, Barton S, Swinden J. Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field. *Environ Pollut*. 2017;231 (Pt 1):954–970.
26. Priority Substances, Priority Substances and Certain Other Pollutants according to Annex II of Directive 2008/105/EC (2008).
27. Petrie B, Barden R, Kasprzyk-Hordern B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Res*. 2015;72:3–27.
28. Lapworth DJ, Baran N, Stuart ME, Ward RS. Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. *Environ Pollut*. 2012;163:287–303.
29. European Commission. Sewage Sludge Brussels: European Commission; 2016 [cited October, 2018]. Available from: <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/index.htm>
30. Ellis JB. Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in urban receiving waters. *Environ Pollut*. 2006;144(1):184–189.
31. USGS. [cited September, 2019]. Available from: https://toxics.usgs.gov/regional/emc/transport_fate.html
32. Harrison RM. Principles of Environmental Chemistry. The Royal Society of Chemistry; 2007.
33. IUPAC. Compendium of Chemical Terminology. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications; 1997.
34. Borsodi A, Felföldi T, Jäger K, Makk J, Márialigeti K, Romsics C, Tóth E, Bánfi R, Pohner Zs, Vajna B. Bevezetés a prokarióták világába. Márialigeti K, szerkesztő. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem; 2013.
35. Singh R. Biodegradation of xenobiotics – a way for environmental detoxification. *International Journal of Development Research*. 2017;7(7):14082–14087.
36. Nzila A. Update on the cometabolism of organic pollutants by bacteria. *Environ Pollut*. 2013;178:474–482.
37. Evans TJ. Chapter 2 – Toxicokinetics and Toxicodynamics. In: Peterson ME, Talcott PA, editors. *Small Animal Toxicology*. 3rd edition. Saint Louis: W.B. Saunders; 2013. p. 13–19.
38. Koppel N, Maini Rekdal V, Balskus EP. Chemical transformation of xenobiotics by the human gut microbiota. *Science (New York, NY)*. 2017;356(6344):eaag2770.
39. Chhabra RS. Intestinal absorption and metabolism of xenobiotics. *Environmental Health Perspectives*. 1979;33:61–69.
40. Hodgson E. Toxicology and human environments. 1st edition. Academic Press; 2012.
41. Ádány R. Megelőző orvostan és népegészségtan. Medicina; 2011.
42. Nomura D. NST110: Advanced Toxicology. Berkeley: University of California; 2013.
43. Arnot JA, Gobas FAPC. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*. 2006;14(4):257–297.
44. Massachusetts Institute of Technology [cited May, 2019]. Available from: http://mercurypolicy.scripts.mit.edu/blog/wp-content/uploads/2013/01/bioaccumulation_graphic.jpg

45. Ruhí A, Acuña V, Barceló D, Huerta B, Mor J-R, Rodríguez-Mozaz S, Sabater S. Bioaccumulation and trophic magnification of pharmaceuticals and endocrine disruptors in a Mediterranean river food web. *Science of the Total Environment*. 2016;540:250–259.
46. Kobayashi J, Imuta Y, Komorita T, Yamada K, Ishibashi H, Ishihara F, Nakashima N, Sakai J, Arizono K, Koga M. Trophic magnification of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in an estuarine food web of the Ariake Sea, Japan. *Chemosphere*. 2015;118:201–206.
47. Schwarzenbach RP, Escher BI, Fenner K, Hofstetter TB, Johnson CA, Von Gunten U, Wehrli B. The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science (New York, NY)*. 2006;313(5790):1072–1077.
48. Knisz J, Vadkerti E, Goda Z, Mátrai I. A szerves mikroszennyezők csoportjai. Budapest: Nemzeti Közszerológiai Egyetem; 2020.
49. Gruiz K. Bioremediációs kislexikon. 2006.
50. Nilsen E, Smalling K, Ahrens L, Gros M, Miglioranza K, Pico Y, Heiko L. Critical Review: Grand Challenges in Assessing the Adverse Effects of Contaminants of Emerging Concern on Aquatic Food Webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2019;38(1):46–60.
51. UNEP – WHO. State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals 2012. 2013.
52. Wee SY, Aris AZ. Endocrine disrupting compounds in drinking water supply system and human health risk implication. *Environ Int*. 2017;106:207–233.
53. UNEP – WHO. State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals. United Nations Environment Programme and the World Health Organization; 2013. Available from: www.who.int/ceh/publications/endocrine/en/
54. Knisz J, Radnai B, Gál-Szjártó N, Oláh A. Kémiai szabályozás. In: Oláh A, Stomájer-Rácz T, Radnai B, szerkesztők. Élettan-kórélettan. Pécsi Tudományegyetem Egészségtudományi Kar; 2015.
55. Aris AZ, Shamsuddin AS, Praveena SM. Occurrence of 17 α -ethynylestradiol (EE2) in the environment and effect on exposed biota: a review. *Environment International*. 2014;69:104–119.
56. Archer E, Petrie B, Kasprzyk-Hordern B, Wolfaardt GM. The fate of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs), endocrine disrupting contaminants (EDCs), metabolites and illicit drugs in a WWTW and environmental waters. *Chemosphere*. 2017;174:437–446.
57. Kidd KA, Paterson MJ, Rennie MD, Podemski CL, Findlay DL, Blanchfield PJ, Liber K. Direct and indirect responses of a freshwater food web to a potent synthetic oestrogen. *Philosophical transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*. 2014;369(1656).
58. Schriks M, Heringa MB, Van der Kooi MM, De Voogt P, Van Wezel AP. Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality. *Water Res*. 2010;44(2):461–476.
59. Győri M. Ökotoxikológiai módszerek vízi tesztszervezmusokkal. 2017.
60. Gruiz K, Horváth B, Molnár M. Környezetoxikológia – Vegyi anyagok hatása az ökoszisztémára. Műegyetemi Kiadó; 2001.
61. Milinki É. Ökotoxikológia és környezetvédelem. Eszterházy Károly Főiskola; 2013.
62. WHO. IARC Monographs on the identification of carcinogenic hazards to humans [cited 2020 June 19]. Available from: <https://monographs.iarc.fr/agents-classified-by-the-iarc/>.
63. Tran NH, Reinhard M, Gin KY. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water Res*. 2018;133:182–207.
64. Abdel-Raouf N, Al-Homaidan AA, Ibraheem IBM. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 2012;19(3):257–275.
65. Rizzo L, Malato S, Antakyali D, Beretsou VG, Đolić MB, Gernjak W, et al. Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. *Science of the Total Environment*. 2019;655:986–1008.

66. Várszegi C. Ultraszűrés, mint forradalmi változás a víziközmű technológiában. MASZESZ Hírszatorna. 2019:108–113.
67. Dévay A. A gyógyszer technológia alapjai. Pécsi Tudományegyetem Gyógyszer technológiai és Biofarmáciai Intézet; 2013.
68. Alsbaiee A, Smith BJ, Xiao L, Ling Y, Helbling DE, Dichtel WR. Rapid removal of organic micro-pollutants from water by a porous β -cyclodextrin polymer. *Nature*. 2015;529:190.
69. Calvo-Flores FG, Isac-García J, Dobado JA. Emerging Pollutants Origin, Structure and Properties. Germany: Wiley-VCH; 2018.
70. Garcia-Becerra F, Ortiz I. Biodegradation of Emerging Organic Micropollutants in Nonconventional Biological Wastewater Treatment: A Critical Review. *Environmental Engineering Science*. 2018;35(10):1012–1036.
71. Krzeminski P, Tomei MC, Karaolia P, Langenhoff A, Almeida CMR, Felis E, et al. Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: A review. *The Science of the Total Environment*. 2019;648:1052–1081.
72. Varjani SJ, Sudha MC. Treatment Technologies for Emerging Organic Contaminants Removal from Wastewater. In: Bhattacharya S, Gupta AB, Gupta A, Pandey A, editors. *Water Remediation Energy, Environment, and Sustainability*. Singapore: Springer; 2018.
73. López-Serna R, Posadas E, García-Encina PA, Muñoz R. Removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater in novel algal-bacterial photobioreactors. *Science of the Total Environment*. 2019;662:32–40.
74. Antakyali D, Morgenschweis C, Kort D, Sasse R, Schulz J, Herbst H. Micropollutants in the aquatic environment and their removal in wastewater treatment works. 9th European Waste Water Management Conference, Manchester; 2015.
75. Patziger M. Közepes és kis szennyvíztisztító telepek hatékony üzemeltetése. Magyar Víziközmű Szövetség; 2018.
76. Mailler R, Gasperi J, Chebbo G, Rocher V. Priority and emerging pollutants in sewage sludge and fate during sludge treatment. *Waste Management*. 2014;34(7):1217–1226.
77. Malmborg J, Magner J. Pharmaceutical residues in sewage sludge: effect of sanitization and anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*. 2015;153:1–10.
78. Reyes-Contreras C, Neumann P, Barriga F, Venegas M, Domínguez C, Bayona JM, et al. Organic micropollutants in sewage sludge: influence of thermal and ultrasound hydrolysis processes prior to anaerobic stabilization. *Environmental Technology*. 2018:1–8.
79. Yu B, Zheng G, Wang X, Wang M, Chen T. Biodegradation of triclosan and triclocarban in sewage sludge during composting under three ventilation strategies. *Front Environ Sci Eng*. 2019;13(41).
80. Maasz G, Mayer M, Zrinyi Z, Molnar E, Kuzma M, Fodor I, et al. Spatiotemporal variations of pharmacologically active compounds in surface waters of a summer holiday destination. *Science of the Total Environment*. 2019;677:545–555.
81. Vargha M. Magyarországi vízminőségi helyzet aktualitásai. Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség, Ivóvíztechnológiai szakmai nap. 2017.
82. Nagy-Kovács Z, László B, Fleit E, Czichat-Mártonné K, Till G, Börnick H, et al. Behavior of Organic Micropollutants During River Bank Filtration in Budapest, Hungary. *Water*. 2018;10:1861.
83. Greenpeace. Tiszapalkonyai talaj- és talajvízszennyezés [letöltve 2019. augusztus]. Elérhető: <https://hu.greenpeace.org/mergezett-oroksegunk/tiszapalkonya/>
84. Greenpeace. A Budapesti Vegyiművek felszámolás alatt álló Illatos úti telephelye [letöltve 2019. augusztus]. Elérhető: <https://hu.greenpeace.org/mergezett-oroksegunk/bvm/>.

85. AQUAPLUS Kft. Szekszárd, Fadd-Dombori parti szűrősű vízbázis biztonságba helyezési terve. 2005.
86. Dragon K, Górski J, Kruć R, Drożdżyński D, Grischek T. Removal of Natural Organic Matter and Organic Micropollutants during Riverbank Filtration in Krajkowo, Poland. *Water*. 2018;10:1457.
87. Greenpeace. Bakony Művek, Veszprém [letöltve 2019. augusztus]. Elérhető: <https://hu.greenpeace.org/mergezett-oroksegunk/bakonymuvek/>
88. Moon-Kyung K, Kyung-Duk Z. Occurrence and removals of micropollutants in water environment. *Environmental Engineering Research*. 2016;21:319–332.
89. Nam S-W, Choi D-J, Kim S-K, Her N, Zoh K-D. Adsorption characteristics of selected hydrophilic and hydrophobic micropollutants in water using activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*. 2014;270:144–152.
90. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPS) Texts and Annexes. Secretariat of the Stockholm Convention (SSC); revised in 2017.
91. Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade. 1998.
92. Az Európai Parlament és a Tanács 850/2004/EK rendelete a környezetben tartósan megmaradó szerves szennyező anyagokról, (2004).
93. 2008. évi V. törvény a környezetben tartósan megmaradó szerves szennyező anyagokról szóló Stockholmi Egyezmény kihirdetéséről, (2008).
94. Az Európai Parlament és a Tanács 689/2008/EK rendelete a veszélyes vegyi anyagok kiviteléről és behozataláról, (2008).
95. 123/2009. (VI. 12.) Korm. rendelet az egyes veszélyes anyagok és veszélyes készítmények kivitelével, illetve behozatalával összefüggő bejelentési eljárás részletes szabályairól, (2009).
96. Stockholm Convention. Status of ratification [letöltve 2020. június]. Elérhető: <http://chm.pops.int/Countries/StatusofRatifications/PartiesandSignatoires/tabid/4500/Default.aspx>.
97. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium. Nemzeti POP Intézkedési Terv A környezetben tartósan megmaradó szerves szennyezőanyagok (POP) csökkentését célzó intézkedések. In: Minisztérium KéV, editor. Budapest: Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium; 2009.
98. Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK irányelve (2000. október 23.) a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról. 2000.
99. Az Európai Parlament és a Tanács 396/2005/Ek Rendelete (2005. február 23.) a növényi és állati eredetű élelmiszerekben és takarmányokban, illetve azok felületén található megengedett növényvédőszer-maradékok határértékéről, valamint a 91/414/EGK tanácsi irányelv módosításáról.
100. Az Európai Parlament és a Tanács 2006/118/EK irányelve (2006. december 12.) a felszín alatti vizek szennyezés és állapotromlás elleni védelméről. 2006.
101. Az Európai Parlament és a Tanács 2008/105/EK irányelve (2008. december 16.) a vízpolitika területén a környezetminőségi előírásokról. 2008.
102. Az Európai Parlament és a Tanács 1107/2009/EK rendelete (2009. október 21.) a növényvédő szerek forgalomba hozataláról valamint a 79/117/EGK és a 91/414/EGK tanácsi irányelvek hatályon kívül helyezéséről. 2009.
103. Az Európai Parlament és a Tanács 2013/39/EU irányelve (2013. augusztus 12.) a 2000/60/EK és a 2008/105/EK irányelvnek a vízpolitika terén elsőbbségének minősülő anyagok tekintetében történő módosításáról EGT-vonatkozású szöveg. 2013.
104. 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól. 2001.
105. 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól.

106. 220/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól. 2004.
107. 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól.
108. Embry M, Bachman A, Bell D, Boobis A, Cohen S, Dellarco M, et al. Risk assessment in the 21st century: Roadmap and matrix. *Critical Reviews in Toxicology*. 2014;44.
109. Petrović M, Hernando MD, Díaz-Cruz MS, Barceló D. Liquid chromatography – tandem mass spectrometry for the analysis of pharmaceutical residues in environmental samples: a review. *Journal of Chromatography A*. 2005;1067(1):1–14.
110. Cooper ER, Siewicki TC, Phillips K. Preliminary risk assessment database and risk ranking of pharmaceuticals in the environment. *Science of the Total Environment*. 2008;398(1):26–33.
111. Brack W, Dulio V, Slobodnik J. The NORMAN Network and its activities on emerging environmental substances with a focus on effect-directed analysis of complex environmental contamination. *Environmental Sciences Europe*. 2012;24.
112. NORMAN-network. NORMAN – EMPODAT Database [cited August, 2019]. Available from: www.norman-network.net/empodat/
113. Dulio V, Bavel B, Brorström-Lundén E, Harmsen J, Hollender J, Schlabach M, et al. Emerging pollutants in the EU: 10 years of NORMAN in support of environmental policies and regulations. *Environmental Sciences Europe*. 2018;30.
114. Brack W. The Challenge: Prioritization of emerging pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2015;34:2181.
115. Molnár M, Gruiz K, Hajdu C, Nagy Z, Vaszita E, Fenyvesi É. Tiered approach for environmental risk assessment of emerging pollutants in aquatic systems. 2014.
116. Farkas O. Mennyiségi szerkezet-hatás összefüggések retenciós indexek és biológiai aktivitás előrejelzésére. Budapest: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem; 2007.
117. EPA. Ecological Structure Activity Relationships (ECOSAR) Predictive Model [cited August, 2019]. Available from: <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model>
118. Meffe R, De Bustamante I. Emerging organic contaminants in surface water and groundwater: A first overview of the situation in Italy. *Science of the Total Environment*. 2014;481:280–295.
119. EUROSTAT. Agri-environmental Indicator – Consumption of Pesticides 2016 [cited November, 2019]. Available from: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_consumption_of_pesticides
120. Hach Company. DR 2800 Spectrophotometer procedures manual. 2nd edition. June 2007.
121. Wasswa J, Mladenov N, Pearce W. Assessing the potential of fluorescence spectroscopy to monitor contaminants in source waters and water reuse systems. *Environmental Science: Water Research & Technology*. 2019;5(2):370–382.
122. Ateia M, Zheng T, Calace S, Tharayil N, Pilla S, Karanfil T. Sorption behavior of real microplastics (MPs): Insights for organic micropollutants adsorption on a large set of well-characterized MPs. *Science of the Total Environment*. 2020;720:137634.
123. Pingarrón J, Labuda J, Barek J, Brett C, Camões M, Fojta M, et al. Terminology of electrochemical methods of analysis (IUPAC Recommendations 2019). *Pure and Applied Chemistry*. 2020;92:641–694.
124. Pokol G, Szatizs J. Analitikai kémia I. Műegyetemi Könyvkiadó; 1999.
125. Smyth WF, Healy JA. The electroanalysis of organic pollutants in aquatic matrices. *Science of the Total Environment*. 1984;37(1):71–81.
126. Garrido E, Delerue-Matos C, Lima JLFC, Oliveira-Brett A. Electrochemical Methods in Pesticides Control. *Analytical Letters*. 2004;37:1755–1791.
127. Hamilton R. Introduction to high performance liquid chromatography. Springer Netherlands; 1982.

Rövidítések jegyzéke

AOP	Korszerű oxidációs folyamatok (advanced oxidation processes)
BAF	Bioakkumulációs faktor
BCC	Bioakkumulatív, aggodalomra okot adó kémiai anyagok (bioaccumulative chemicals of concern)
BCF	Biokoncentrációs faktor
BPA	Biszfenol-A (bisphenol-A)
CAS	Hagyományos eleveniszapos rendszer (conventional activated sludge)
CEC	Új szennyezők (contaminants of emerging concern)
DDT	Diklór-difenil-triklóretán
DEHP	Dietil-hexil ftalát (Diethylhexyl Phthalate)
E2	17 β -ösztradiol, természetes ösztrogén (17 β -ethynylestradiol)
EE2	17 α -etinil-ösztradiol, szintetikus ösztrogén (17 α -ethynylestradiol)
ENSZ	Egyesült Nemzetek Szervezete
EP	Új szennyezők (emerging pollutants)
EPA	Amerikai Környezetvédelmi Ügynökség
IARC	Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (International Agency for Research on Cancer)
IPCS	Nemzetközi Vegyi Biztonsági Program (International Programme on Chemical Safety)
LC ₅₀	Medián halálos dózis (median lethal concentration)
LOEC	Az a legkisebb koncentráció, amelynek hatása már megfigyelhető (lowest observed effects concentration)
LOEL	Az a legkisebb dózis, amelynek hatása már megfigyelhető (lowest observed effects level)
LoQ	Mennyiségi meghatározás méréshatár (limit of quantitation)
MBR	Membrán bioreaktor
MF	Mikroszűrés, mikroszűrő (microfiltration/microfilter)
NDMA	N-nitrozo-dimetil-amin
NF	Nanoszűrés, nanoszűrő (nanofiltration/nanofilter)
NOAEC	Az a legnagyobb vegyianyag-koncentráció, amelynek még nincs megfigyelhető hatása egy élőlény hosszú távú kitettsége esetén (no observed adverse effects concentration)
NOAEL	Az a legnagyobb vegyianyag-dózis, amely még nem okoz megfigyelhető káros hatást (no observed adverse effects level)
NOEC	Az a legnagyobb vegyianyag-koncentráció, amelynek még nincs megfigyelhető hatása egy élőlény hosszú távú kitettsége esetén (no observed effects concentration)
NOEL	A NOEC analóg kifejezése, az a legnagyobb dózis, amelynek még nincs megfigyelhető hatása egy élőlény hosszú távú kitettsége esetén (no observed effects level concentration)
PAC	Por alakú aktív szén (powdered active carbon)
PAH	Policiklusos aromás szénhidrogén (polycyclic aromatic hydrocarbons)
PBB	Polibrómozott bifenilek (polybrominated biphenyls)

PBDE	Polibrómozott difenil-éterek (polybrominated diphenyl ethers)
PBT	Perzisztens, bioakkumulatív, toxikus kémiai anyagok
PC	Gyógyszermaradványok (pharmaceutical compounds)
PCB	Poliklórozott bifenilek (polychlorinated biphenyls)
PCDF	Poliklórozott dibenzo-furánok (polychlorinated dibenzo-furans)
PCP	Kozmetikai és testápoló szerek (personal care products)
PFAS	Polifluorozott alkilvegyületek (per- and polyfluoroalkyl substances)
PM	Szálló por (particulate matter)
PNEC	Becsült hatás nélküli koncentráció (predicted no effect concentration)
POP	Tartósan megmaradó vagy perzisztens szerves szennyezők (persistent organic pollutants)
PPCP	Gyógyszerek és kozmetikai termékek (pharmaceuticals and personal care products)
RO	Fordított ozmózis (reverse osmosis)
SRT	Iszapkor (sludge residence time)
TCEP	Trisz-2-kloroetil-foszfát [tris-(2-chloroethyl)-phosphate]
UF	Ultraszűrés, ultraszűrő (ultrafiltration/ultrafilter)
USGS	Amerikai Földtani Intézet (United States Geological Survey)
vPvB	Nagyon perzisztens, nagyon bioakkumulatív (very persistent very bioaccumulative)

Jelen könyv egy két kötetből álló tananyag első kötete, amelynek célja, hogy összefoglalja a szerves mikroszennyezőkkel kapcsolatos alapismereteket.

Az első jegyzet a szennyezőanyagokkal kapcsolatos legfontosabb fogalmakat és a téma megértéséhez szükséges alapvető kémiai ismereteket foglalja össze. Részletesen végigveszi, milyen módon kerülhetnek szerves mikroszennyezők a környezetünkbe, ott milyen sors vár rájuk, illetve milyen hatással lehetnek a vízi ökoszisztémára és az egészségünkre. Külön fejezet foglalkozik a szerves mikroszennyező anyagok előfordulásával az ivóvízbázisokban és az ivóvízben. Az olvasó többek között tájékozódhat a környezetből való kimutatás lehetőségeiről, a kockázatbecslési módszerekről, valamint a szerves mikroszennyezők eltávolítási módjairól a szennyvíztisztítás során.

A jegyzet a Nemzeti Közszerológati Egyetem Vízstudományi Karának alapképzésében részt vevő hallgatók számára készült, és a *Szerves mikroszennyezők a környezetben* című szabadon választható tárgy teljesítéséhez szükséges tudásanyagra korlátozódik.