Projekt megnevezés:

A VÍZ KERETIRÁNYELV ELŐÍRÁSAI SZERINTI ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSEK, ELEMZÉSEK, VIZSGÁLATOK, VALAMINT A VÍZGYŰJTŐ-GAZDÁLKODÁSI TERVEK MÁSODIK FELÜLVIZSGÁLATA ÉS KORSZERŰSÍTÉSE

KEHOP-1.1.0-15-2016-00008

Vitaanyag

6-3. háttéranyag

Felszíni víztestek kémiai állapotértékelési rendszere

Felelős szakértők: Dudás Katalin Mária és Nagy Tamás, VIZITERV Environ Kft.

E-mail: info@environ.hu

Megrendelő: "Országos Vízügyi Főigazgatóság"
Szakterületi kapcsolattartó: Tóth György István, Országos Vízügyi Főigazgatóság

ORSZÁGOS VÍZÜGYI FŐIGAZGATÓSÁG

2020. december 09.

VIZITERV Environ Kft.
4400 Nyíregyháza, Széchenyi utca 15.
TEL.: (42) 500-521; FAX: (42) 500-522
e-mail: info@environ.hu web: www.environ.hu

HÁTTÉRANYAG SZERKEZETE

1. MÓDSZERTANI ÖSSZEFOGLALÓ – FELSZÍNI VIZEK KÉMIAI ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSE

Készült a „VKl monitoring KEHOP-1.1.0-15-2016-00002 számú projekt keretében kutatási - módszerfejlesztő - adatgyűjtő program" K8. részelem záródokumentációjának részeként *(Részlet az állapotértékelést támogató kézikönyvből)*

Tartalom:

1. Kémiai állapotértékelés áttekintése
2. Kiértékelő módszertan
3. Kockázatossági rangsor felállításához szükséges mérőszámok
4. Feltáró/felügyeleti monitoring program tömör bemutatása a kémiai állapotértékelés kapcsán

2. FÜGGELÉKEK

6-3. HÁTTÉRANYAG 1. FÜGGELÉK – FEV VKI KOMPONENS ADATLAPOK

Készült a „VKl monitoring KEHOP-1.1.0-15-2016-00002 számú projekt keretében kutatási - módszerfejlesztő - adatgyűjtő program" K8. részelem záródokumentációjának részeként *(Részlet az állapotértékelést támogató kézikönyvből)*

6-3. HÁTTÉRANYAG 2. FÜGGELÉK - FÉMEK ÉS VEGYÜLETEIK VÍZTESTSZÍNTŰ REFERENCIA KÖRNYEZETMINŐSÉGI HATÁRÉRTÉKEI

Készült a „VKl monitoring KEHOP-1.1.0-15-2016-00002 számú projekt keretében kutatási - módszerfejlesztő - adatgyűjtő program" K8. részelem záródokumentációjának részeként *Részlet az állapotértékelést támogató kézikönyvből)*

1. táblázat - Cd_Vízkeménységi osztályok_20200328.xls
2. táblázat - Fem_hatterkoncentraciok_FEVI_20200328.xls
3. táblázat - Fem_refEQS_BLM_20200328.xls

A VGT3 során alkalmazott víztestszintű környezetminőségi határértékeket a OVGT3 6-4. melléklete tartalmazza. Az említett 6-4. melléklet a fenti táblázatok és a 2013/39/EU irányelv környezetminőségi határértékei alapján készült el a VIZITERV Environ Kft. gondozásában.

6-3. HÁTTÉRANYAG 3. FÜGGELÉK -Csoportosítás módszertana

A VGT3 során alkalmazott csoportosítási módszertan a „VKl monitoring KEHOP-1.1.0-15-2016-00002 számú projekt keretében kutatási - módszerfejlesztő - adatgyűjtő program" K11. részelem 2020. 04. 29-én kelt dokumentációjának felhasználásával, a kémiai szennyezőkre specifikus tényezők figyelembevételével, a K8. részelem szakértőinek bevonásával a VIZITERV Environ Kft. gondozásában készült el.

2019. július 28.

FELSZÍNI VIZEK KÉMIAI ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSE

Részlet az állapotértékelést támogató kézikönyvből

Készült a „VKl monitoring KEHOP-1.1.0-15-2016-00002 számú projekt keretében kutatási - módszerfejlesztő - adatgyűjtő program”
K8. részelem záródokumentációja alapján az OVGT3 6-3. háttéranyagához

A bemutatott módszertan alkalmazható a vízgyűjtő specifikus szennyezőanyagok értékeléséhez is

VKI VIII. és X. mellékletének szennyezőanyainak értékelése

B&W KONZORCIUM
DUDÁS KATALIN MÁRIA E.V. (24750481)

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék ... 1
Rövidítésjegyzék ... 3

Kémiai állapotértékelés módszertani és statisztikai alapjai ... 6
Előszó ... 6

1. Kémiai állapotértékelés áttekintése ... 8
1.1. Kémiai állapot elhelyezése a teljes állapotértékelési rendszerben ... 8
1.2. Az állapotértkelés több lépcsős folyamata ... 9
1.3. Környezetminőségi határérték fogalma és típusai ... 10
1.3.1. A környezetminőségi határérték fogalma ... 10
1.3.2. A környezetminőségi határérték típusai ... 11
1.3.3. A környezetminőségi határérték korrekciós lehetőségei ... 12
1.4. Az állapotértékelés megbízhatósága ... 13

2. Kiértékelő módszertan ... 17
2.1. A vizsgálati időszak kijelölése (1. lépés) ... 19
2.2. Állapotértékelés ... 19
2.2.1. Adatok és a megfelelőségüket vizsgáló EQS-ek kiválasztása (2/1/1. lépés) ... 19
2.2.2. Megfelelő minőségű adatok kiválasztása, adatok minőségi kritériumai (2/1/2. lépés) ... 20
2.2.3. Adatok aggregálása időben, az átlagos koncentráció meghatározása adott komponens szerinti minősítéshez (2/1/3. lépés) ... 23
2.2.4. EQS-eknek való megfelelésvizsgálat és az adott komponens szerinti minősítés megbízhatósága (2/1/4. lépés) ... 25
2.2.5. EQS korrekció végrehajtása, fémek specifikus helyzete (2/1/5. lépés) ... 27
2.2.6. Több mintavételi hely eredményeinek, minősítésének aggregálása térben (2/2/1. lépés) ... 30
2.2.7. Komponensenkénti minősítés aggregálása (2/3/1. lépés) ... 32

2.3. Trendvizsgálat 35
2.3.1. Adatok kiválasztása (3/1/1. lépés) 35
2.3.2. Megfelelő minőségű adatok kiválasztása (3/1/2. lépés) 35
2.3.3. Adatok trendvizsgálata (3/1/3. lépés) 35

3. Kockázatossági rangsor felállításához szükséges mérőszámok 37

4. Feltáró/felügyeleti monitoring program tömör bemutatása a kémiai állapotértékelés kapcsán 43
4.1.1. Mintavételi helyszínek 45
4.1.2. Mintavételi gyakoriság 46
4.1.3. Vizsgálandó komponensek 47
4.1.4. Mintavételi módszerek 48
4.1.5. Laboratóriumi elemzés 52

Rövidítésjegyzék

A rövidítésjegyzék a K8 munkarész során folyamatosan bővül, így tartalmazza a K8/1/1-ben használt rövidítéseket is.

Rövidítés	Angol megnevezése	Magyar megnevezése
AC	Acaricide	atkaölő
ADI	Acceptable Daily Intake	Elfogadható napi bevitel
AL	Algicide	algaölő
ANC	Acid Neutralising Capacity	sav semlegesítő kapacitás
AT	Attractant	csalogató
AUE	Animal Unit Equivalent	Állatállomány egységnyi egyenérték
AWB	Artificial Water Body	Mesterséges víztest
BA	Bactericide	baktériumölő
BCF	Bioaccumulation Factor	Bioakkumulációs tényező
BLM	Biotic Ligand Model	
BMF	Biomagnification Factor	Biomagnifikációs tényező
BOI	Biochemichal Oxygen Demand	Biokémiai oxigénigény
CIS	Common Implementation Strategy	Közös Végrehajtási Stratégia
CLP	Classification, Labelling, Packaging	Osztályozás, címkézés, csomagolás
COMPPS	Combined Monitoring-based and Modelling-based Priority Setting Scheme	Kombinált monitoringon és modellezésen alapuló prioritási sorrend felállítás
CORINE	Coordination of information of the Environment	CORINE területhasználati térképi adatbázis
DE	Desiccant	szárító
DPSIR	Driver (D), Pressure (P), State (S), Impact (I), Response (R)	ld. KhKiÁHV
EBM	effect-based method	hatás alapú módszer
ED	endocrin disruptor	Hormonháztartást befolyásoló anyag
EEA	European Environment Agency	Európai Környezetvédelmi Ügynökség
EL	Elicitor	kioldó
EPER	European Pollution Emission Register	Európai szennyezés-kibocsátási nyilvántartás
EPPO		Európai és Földközi-tenger melléki növényvédelmi szervezet
EqP	Equilibrium Partitioning method	Egyensúlyi megoszlás módszere
EQS	Environmental Quality Standard	Környezetminőségi határérték (előírás)
FU	Fungicide	gombaölő
fw	Freshwater	édesvíz
GIS	Geographic Information System	Földrajzi Információs Rendszer
HB	Herbicide	gyomirtó
hh	Human Health	emberi egészség
HMWB	Heavily Modified Water Body	Erősen módosított víztest
IMPRESS	Impact Pressure Analysis	Környezet-igénybevétel (terhelés) - hatás elemzés
IN	Insecticide	rovarölő
IPPC	Integrated Pollution Prevention and Control	Integrált szennyezés megelőzés és szabályozás
JRC	Joint Research Centre (EC)	Közös Kutatóközpont (EK)

Rövidítés	Angol megnevezése	Magyar megnevezése
KhKiÁHV		Környezethasználat (Kh), Környezet-igénybevétel (Ki), Állapot (Á), Hatás (H), Válaszintézkedések (V)
Koc	Organic carbon adsorption coefficient	Szerves szén adszorpciós együttható
KOI		Kémiai oxigénigény
LC50	Concentratio letalis 50 %	Letális koncentráció 50%
LE		Lakosegyenérték
LOD	Limit of Detection	kimutatási határ
LOQ	Limit of Quantification	mennyiségi meghatározási határ
MO	Molluscicide	csigaölő
MoA	modes of action	
MODFLOW	MODular three-dimensional finite-difference ground-water FLOW model	
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems	Tápanyag-emisszió modellezése a folyórendszerekben
MT3D	Modular 3-D Transport model (for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems)	
MT3DMS	Modular 3-D Multi-Species Transport Model (for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems)	
NE	Nematicide	fonálféreg-irtó
NÉBIH-NTAI		Nemzeti- és Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal, Növény- Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóság
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level	Megfigyelhető káros hatást még nem mutató szint
NOEC	No Observed Effect Concentration	Megfigyelhető hatást még nem mutató koncentráció
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development	
OSPAR	Oslo and Paris Commission	
OT	Other treatment	egyéb kezelés
PA	Plant activator	növény-serkentő
PEC	Predicted Environmental Concentration	Becsült környezeti koncentráció, amelyet az egyes környezeti közegekre szükséges számítani / előre jelezni.
PG	Plant growth regulator	növekedés szabályozó
PNEC	Predicted no Effect Concentration	Becsült hatásmentes koncentráció
POP	Persistent Organic Pollutant	A környezetben tartósan megmaradó szerves szennyező anyagok
POPPIE	Prediction of Pesticide Pollution In the Environment	
PPP	Plant Production Product	növényvédő szer készítmény

Rövidítés	Angol megnevezése	Magyar megnevezése
PR	Pruning	sebkezelő
RBSP	River Basin Specific Pollutants	Vízgyűjtő-specifikus szennyezőanyagok
RE	Repellant	riasztó
RO	Rodenticide	rágcsálóirtó
RQ	Risk Quotient (PEC/PNEC)	Kockázati mutató (PEC/PNEC)
S	Synergist	hozamfokozó
SA	Safener	stabilizáló
SCENIHR	Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks SCCS	
SCHER	Scientific Committee on Health and Environmental Risks	
sec pois	Secondary poisoning	
sed	Sediment	mederhordalék (röviden sokszor csak üledék)
SENTWA	System for the Evaluation of Nutrient Transport to Water	
SEQ-eau	Systèmes d'Évaluation de la Qualité des cours d'eau	
SPM	Suspended particulate matter	Lebegőanyag
ST	Soil treatment	talaj fertőtlenítő
STONE	Samen Te Ontwikkelen Nutriënten Emissiemodel, Nutrient emission model that is to be developed jointly	
TDI	Tolerable Daily Intake	Elviselhető napi bevitel
TER	Toxicity-Exposition Ratio	toxicitás és az expozíció arány
UNEP	United Nations Environment Programme	ENSZ Környezetvédelmi Program
VGT		Vízgyűjtő gazdálkodási terv
VI	Virus inoculation	vírusvakcina
VKI		Víz keretirányelv (2000/60/EK)
WL1(2…)	watch list 1,2..	első, második... megfigyelési lista
WQA	Water Quality Accounts technique	

Kémiai állapotértékelés módszertani és statisztikai alapjai

Előszó

A **kémiai állapotértékelés** a VKI X. mellékletének[1] szennyezőanyagaival foglalkozik. Az állapotértékelés célja feltárni azokat a helyszíneket/víztesteket, ahol szükség van beavatkozásra (intézkedésre) az élővilág védelme érdekében. A kémiai állapotértékelés során VKI X. mellékletében felsorolt komponensek közül bármely túllépi a vonatkozó határértéket, akkor a teljes víztest rossz állapotú lesz, és intézkedést kell hozni a rossz állapot megszűntetésére. Az említett szigorú „egy rossz-mind rossz" szabályozás oka, hogy a fent említett szennyezőanyagok (elsőbbségi listás és elsőbbségi listás veszélyes anyagok; egyszerűbben összefoglaló néven a továbbiakban: **veszélyes anyagok**) visszafordíthatatlan rövid- és/vagy hosszútávú károkat okozhatnak a környezetben, súlyosan károsíthatják az élővilágot.

Azaz kiemelt jelentősége van, hogy jókor jó helyen mérjünk és kimutatható legyen a veszélyes anyagok okozta kockázat. Mint szokták mondani, olcsóbb és jobb hamar felismerni a bajt, mint később nagy területen intézkedni/kármentesíteni. Ugyanakkor ezen komponensek mérése igen költséges, nem tudunk minden komponenst minden torkolat előtt rendszeresen mérni. Azaz **a monitoring programok költség-hatékony optimalizációja nélkülözhetetlen a valódi kockázatos helyek feltárásához és a hatékony intézkedések tervezéséhez.**

A költség-hatékony, optimalizált monitoring program alapja a korábbi monitoring programok során gyűjtött információk helyes, lehető legpontosabb kiértékelése.

Laikusok számára egyszerűnek tűnhet a mérési eredmények kiértékelése; röviden: a 2008/105/EK ill. 2013/39/EU irányelv határértékeit összevetjük a vizeinkben mért koncentrációkkal, majd döntést hozunk, hogy az adott hely megfelelő-e vagy sem, veszélyes anyagok tekintetében. A valóság ennél sokkal összetettebb; a precíz kiértékeléshez szükség van pl. az LOQ megfelelőség vizsgálatára, bizonytalanságok kezelésére, csoport és indikátor paraméterek minősítésére, biológiailag hozzáférhető koncentrációra vonatkozó határértékek, paramétertől függő határértékek, kiugró értékek kezelésére.

Ezen útmutató **protokoll jellegének célja, hogy a feltáró/felügyeleti és operatív monitoring programok kémiai állapotértékelésének eredménye egyértelmű legyen**. Az egyértelműsített módszertan ad lehetőséget a helyi laboratóriumoknak, hatóságoknak, projektrésztvevőknek, kutatóknak stb. az időközi kiértékelésekre. Az **időközi kiértékelések elengedhetetlenek** az optimalizált költség-hatékony

[1] A VKI X. mellékletének szennyezőanyagait a 2008/105/EK irányelv, illetve az ezt módosítü a 2013/39/EU rendelet határozza meg.

monitoring rendszerek üzemeltetéséhez. Az útmutató protokoll jellege továbbá **lehetőséget teremt az összehasonlíthatóságra, úgy mint az időbeli változások és a térbeli különbségek értékelésére.**

Például egy évnyi folyamatos monitoring után – az útmutatót végig követve – tegyük fel, hogy megállapítja a helyi hatóság, hogy az adott víztest magas megbízhatósággal jó állapotú adott komponens tekintetében; akkor a VKI céljainak sérelme nélkül a hatóság dönthet – megfelelő egyeztetések után – úgy, hogy a komponenst az előre tervezett minden évi 12 mintavétel helyett 3 évente, évi 12 mintával vizsgálja. Így VGT tervezési időszakának végén továbbra is magas megbízhatósággal jó állapotú maradhat a víztest, de ezt 24 mintából sikerült megállapítani és nem 72-ből. A fennmaradó 48 minta vizsgálati költségét a hatóság más mintavételi helyekre fordíthatja: ahol nincs mérés, vagy az eredmények megbízhatósága alacsony és mintavételi gyakoriságot szükséges lenne növelni.

Fontos kiemelni, hogy jelen útmutatónak nem költségmegtakarítás a célja, hanem költség-hatékony monitoring optimalizáció; illetve az ezt megteremtő sztenderdizált kiértékelő módszertan lefektetése.

Az útmutató csak a feltáró/felügyeleti monitoring programok eredményeinek kiértékelésével, illetve ehhez hasonló, olyan monitoring programok kiértékelésével foglalkozik, amelynek célja azonos az előbbivel. Más jellegű mintavételek és más célú kiértékelések egyedi elbírálás alá esnek.

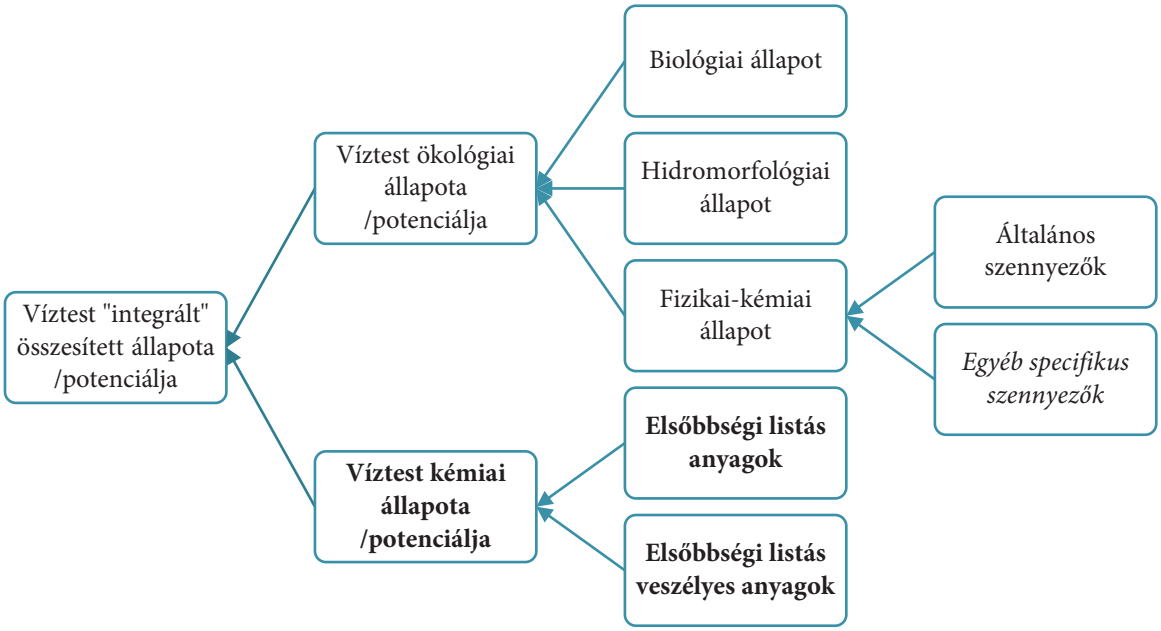
Ennek a tömör útmutatónak a célja, hogy valódi segítséget nyújtson a környezetanalitikai laboratóriumok és hatóságok számára a mérések és időközi ellenőrzések elvégzéséhez. Ezért fontos, hogy minél szélesebb körben kerüljön véleményezére. Elsősorban az OVF és a Belügy Minisztérium, a Vízügyi Igazgatóságok és a KH laboratóriumok, továbbá az ICPDR és a kutató intézmények és civil szervezetek véleményeit várjuk az alábbi elérhetőségre:

kata.9.dudas@gmail.com e-mail címre.

1. Kémiai állapotértékelés áttekintése

1.1. Kémiai állapot elhelyezése a teljes állapotértékelési rendszerben

A Víz Keretirányelv **X. mellékeltének szennyezőanyagaival**, az ún. elsőbbségi listás és elsőbbségi listás veszélyes anyagokkal (továbbiakban együttesen: **veszélyes anyagok**) foglalkozik a Kémiai állapotértékelés. Bármely víztest állapotát az ökológiai, illetve a kémiai állapota közül a rosszabb határozza meg. Azaz, ha bármely veszélyes anyag koncentrációja meghaladja a vonatkozó környezetminőségi követelményeket (határértékeket), akkor az **a rossz kémiai állapoton keresztül egyértelműen rossz (integrált) víztest állapotot** eredményez.



1. ábra - Egyetlen – határértéket meghaladó – magas koncentrációjú veszélyes anyag miatt a teljes víztest rossz állapottal/potenciállal minősítendő

A veszélyes anyagok alapján történő állapotértékelés jelentőségét a következő három VKI idézet jó mutatja:

*„A **felszíni vizek kémiai szennyezése** olyan hatásokkal fenyegeti a vízi környezetet, mint a vízi szervezetekre jelentett akut és krónikus toxicitás, a szennyező anyagok ökoszisztémában való felhalmozódása, valamint az élőhelyek pusztulása és a biológiai sokféleség csökkenése, továbbá veszélyt jelent az emberi egészségre. **Kiemelt feladatként fel kell tárni a szennyezés okait**, és a **szennyezőanyag-kibocsátásokat azok forrásánál kell** – gazdasági és környezeti szempontból – **a lehető leghatékonyabb módon kezelni**." (Idézet a 2008/105/EK és 2013/39/EU irányelvekből)*

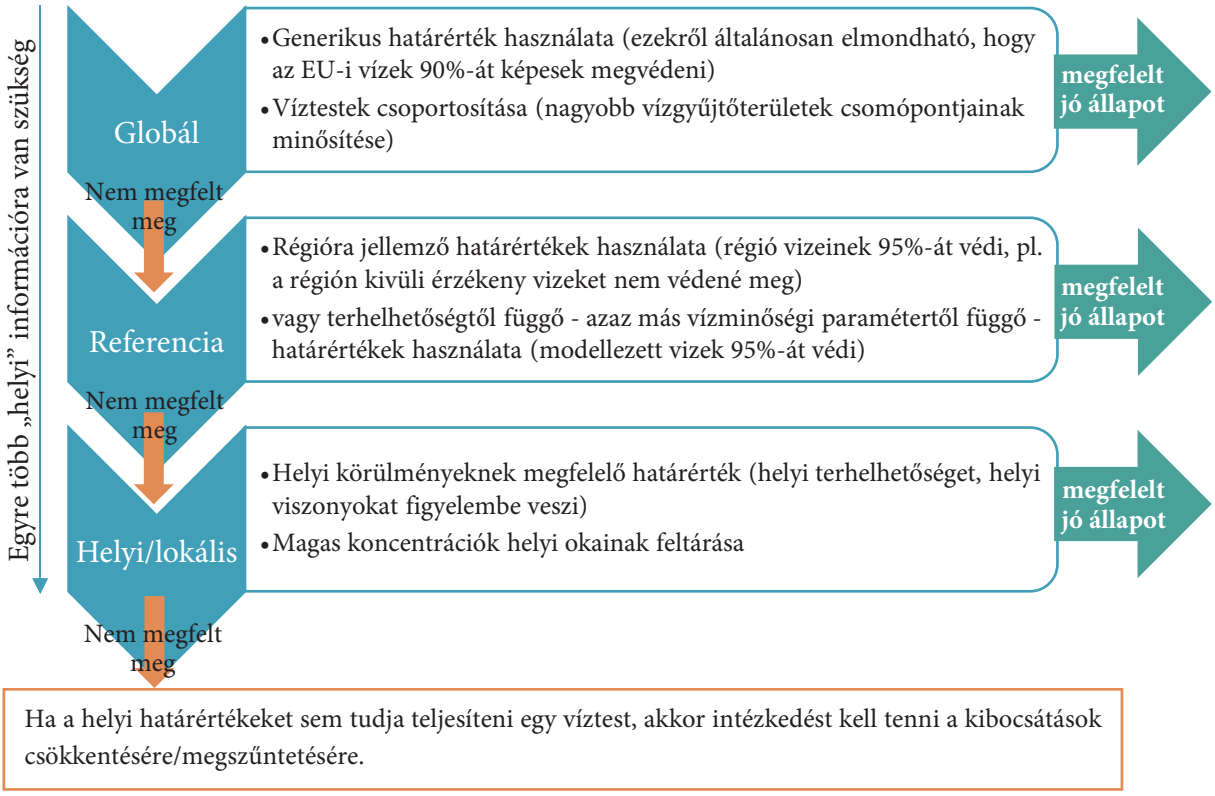
A VKI célja többek között „célzott intézkedések révén a **veszélyes anyagok** ***bevezetésének**, kibocsátásának és veszteségeinek fokozatos **csökkentése**, továbbá a különösen veszélyes anyagok bevezetéseinek, kibocsátásának és veszteségeinek **megszüntetése** vagy **fokozatos kivonása**". A felszíni vizek kémiai*

állapotértékelése révén kaphatunk információt a vízfolyásokban és tavakban megfigyelhető veszélyes anyagokról, azok mennyiségéről.

„A ***felszíni víz jó kémiai állapota:*** *a 4. cikk (1) bekezdésének a) pontjában a felszíni vizekre meghatározott környezeti célkitűzéseket elérő kémiai állapot, azaz egy olyan, a felszíni víztest által elért kémiai állapotot, ahol a* ***szennyező anyagok koncentrációja nem haladja meg a*** *IX. mellékletben és a 16. cikk (7) bekezdésében meghatározott* ***környezetminőségi követelményeket****, és más vonatkozó közösségi joganyagban, közösségi szinten megállapított környezetminőségi követelményeket." (Idézet a VKI fogalom meghatározásokból)*

1.2. Az állapotértkelés több lépcsős folyamata

A veszélyes anyagok laboratóriumi mérése nagyon drága és a szigorú határértékekhez kapcsolódó laboratóriumi teljesítménykritériumokat (alacsony LOQ) nehéz tartani. A költségcsökkentés érdekében érdemes ún. „több lépcsős" minősítést (=állapotértékelést) alkalmazni. Ez röviden azt jelenti, hogy először generikus körülmények között minősítünk, majd minden lépcsőben egyre több helyszín-specifikus információra van szükség és ezáltal egyre lokálisabb problémakezelés jöhet létre, egyúttal várhatóan egyre enyhébb határértékekkel.



2. ábra - A különböző léptékű határértékek összefoglalása

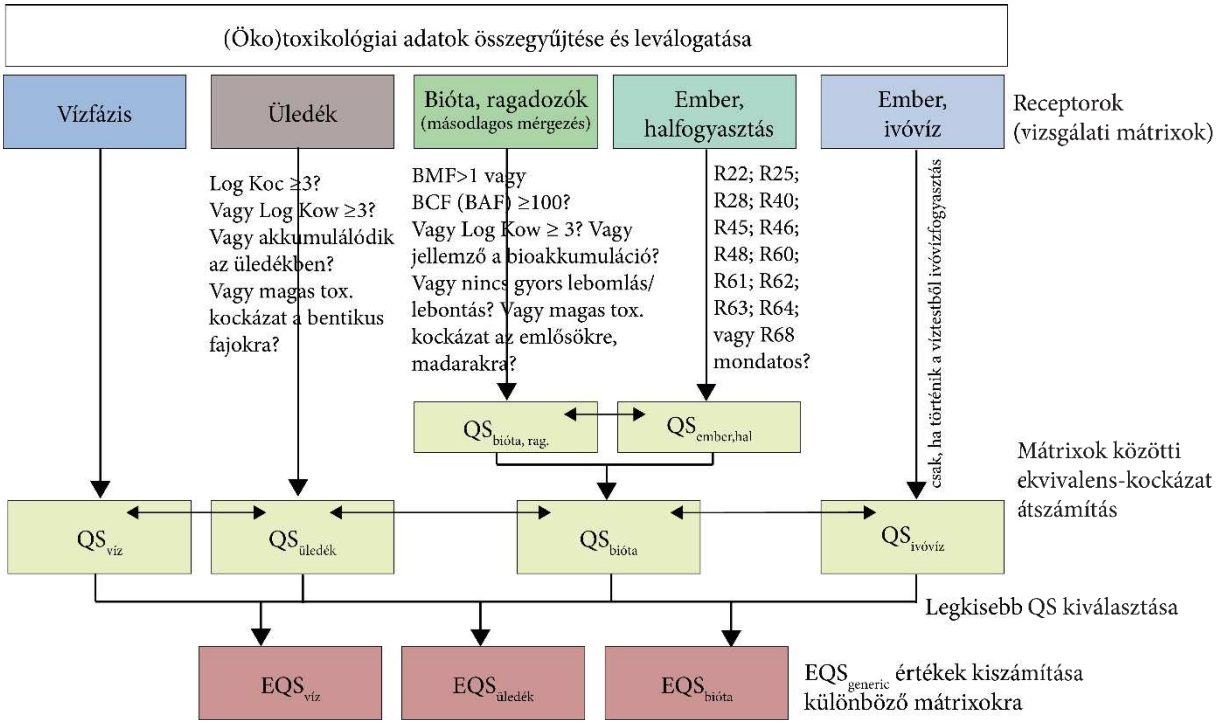
1.3. Környezetminőségi határérték fogalma és típusai

1.3.1. A környezetminőségi határérték fogalma

A „**Környezetminőségi határérték**", régebbi magyar fordítás szerint: „környezetminőségi előírás", angolul: Environmental Quality Standards (továbbiakban: **EQS**) definíciója a VKI szerint: "egy bizonyos anyag vagy az anyagok egy csoportjának koncentrációja a vízben, üledékben vagy biótában, amelyet az emberi egészség és a környezet védelme érdekében nem szabad meghaladni."

Azaz a környezetminőségi határértékek **célja**, hogy **a vizek élővilágát** és a kapcsolódó természeti környezetet **rövid és hosszútávon egyaránt megvédjék a toxikus elemek esetleges hatásaitól**. A kémiai állapotértékelés a környezetminőségi határértékeken (EQS) alapszik, amelyeket ökotoxikológiai és toxikológiai tesztek eredményeit figyelembe véve kell meghatározni.

A különböző hatásviselőkre vonatkozó (öko)toxikológiai adatok kiértékelése (Quality Standards, röviden: QS értékek meghatározása) és összehasonlítása egy többlépcsős folyamat, ezt a 3. ábra szemlélteti. A folyamat végeredményeképpen, különböző expozíciós utakon keresztül (biztonsági faktorok beépítésével) egy vagy több határérték (EQS) kerül meghatározásra. A határértékek (EQS-ek) a különböző mátrixok közötti – megoszlási hányadosok segítségével – ekvivalens-kockázat alapján átszámított értékek. Az ***ekvivalens-kockázat átszámítás*** *azt jelenti, hogy bármelyik mátrixra vonatkozó EQS alapján kerül minősítésre egy víztest, az* ***azonos szintű védelmet nyújt mindhárom típusú EQS esetében****.*



3. ábra - EQS-ek megállapításának többlépcsős sematikus folyamata (TGD alapján készült, egyszerűsített ábra)

A **környezetminőségi határértékek különböző típusokba sorolhatók**, amelyek jól definiáltan egy adott helyen érvényesek, és szigorúan csak az adott környezeti mátrix (éves) átlagos vagy maximálisan megengedhető koncentrációjára vonatkoznak. Azaz a szennyezőanyagok környezetminőségi határértékei

mindig csak meghatározott feltételek mellett alkalmazhatóak. **A különböző típusú határértékek nem keverhetők össze!**

1.3.2. A környezetminőségi határérték típusai

Krónikus és akut kockázat

A szennyezőanyag expozíciója lehet hosszú ideig tartó, vagyis mikor az élőlények hosszabb ideig folyamatosan ki vannak téve a szennyezés okozta kockázatoknak. Illetve lehet egy hirtelen jött, rövid ideig tartó szennyezés okozta kockázat, egy krízis miatt, vagy a szennyező rövid ideig tartó használata által. Ezért – ebben a megközelítésben – kétféle EQS értéket különböztetünk meg (a 3. ábra lépéseit kétszer végig követve, más jellegű – krónikus, ill. akut – toxicitási adatokból kiindulva):

- **éves átlagos** (annual average) **környezetminőségi határérték** (továbbiakban: **AA-EQS**), amely a hosszú kitettséget vizsgáló toxicitási adatokon alapul és a szennyező krónikus hatásaitól védi az élővilágot.
- **maximálisan megengedett** (maximum acceptable concentration) **környezetminőségi határérték** (továbbiakban: **MAC-EQS**), amely a rövid kitettséget vizsgáló ökotoxikológiai adatokon alapul, így az élővilágot az akut hatásoktól védi.

A vízfázisra gyakran vonatkozik AA-EQS és MAC-EQS érték is, a MAC-EQS természetesen mindig magasabb koncentrációt jelent az AA-EQS-hez képest.

Ha tudományos tények kifejezetten nem kívánják meg, a MAC-EQS többnyire csak a vízfázisra vonatkozik, ennek fő oka, hogy az üledékben és a biótában nem figyelhető meg jelentős (kiugró) évközi szennyezőanyag koncentráció ingadozás.

Vízfázis/Bióta/Üledék

A 4. ábra alapján látható, hogy több végpontja is lehet a környezetminőségi határértékek meghatározási folyamatának. Ezek **a végpontok** (piros téglalapok) azonos szintű védelmet nyújtanak, így azok **közül költség-hatékonyság alapján lehet választani**, azaz a választást leginkább a megbízható környezetanalitikai mintavételi és elemzési módszer elérhetősége határozza meg.

Egy-egy vizsgált szennyezőanyag esetén mindig ki kell választani azt mérendő közeget, amelyben a legoptimálisabban lehet mérni az EQS-nek való megfelelést, ezt befolyásolják költség-hatékonysági kérdések is. A jövőben feladat egy útmutatót készíteni az analitikai méréseket végző laboratóriumok számára, hogy az egyes veszélyes anyagokat, mely mátrixból, milyen minimális teljesítménykritériumok mellett optimális / ajánlott mérniük, elkerülve a rossz minőségű (felhasználhatatlan) mérési eredményeket és azok mérésére az anyagi erőforrások felesleges felhasználását.

Mérendő közeg (mátrix) **szerint** a környezetminőségi határérték lehet

- a **vízre vonatkozó EQS** (továbbiakban: **$EQS_{víz}$**)[2],
- az **üledékre**, illetve lebegőanyagra **vonatkozó EQS** (továbbiakban: **$EQS_{üledék}$**),
- vagy **biótára** (adott élőlénycsoportra) **vonatkozó EQS** (továbbiakban: **$EQS_{bióta}$**).

[2] Nemzetközi irodalom megkülönböztet édes (szárazföldi) vízekre illetve sós (tengeri) vizekre vonatkozó EQS-t azonban Magyarországon csak édes vizek találhatóak, ezért jelen tanulmányban a víz mátrix mindig édesvizet jelent. Az „fw" rövidítés az angol freshwater kifejezésből származik.

A **vízfázisra** vonatkozó EQS-ek tekintetében beszélhetünk

- **teljes** (szűretlen minta),
- **oldott** fázisban mérendő (szűrt minta)[3] és
- **biológiailag hozzáférhető**[4]

koncentrációra vonatkozó környezetminőségi határértékről.

Későbbiekben várható további speciális EQS típusok bevezetése is az üledékek és a bióta mátrixok tekintetében, többek között a meder vagy ártéri üledék, illetve a halakra vagy a kagylókra vonatkozó EQS. Ezek pontos definiálása a KEHOP projekt K8 projektelemének végén várható.

Térbeli lépték

A környezetminőségi határérték érvényességi **területi léptéke alapján** lehet:

- **Generikus EQS** (röviden: **$EQS_{generic}$**), amely az európai víztestek nagy többsége (90%-os célérték) számára védelmet jelentő környezetminőségi határérték. Ez az érték lehet bármely mátrixra vonatkozó, átlagos vagy maximális határérték. A generikus EQS-ekben az a közös, hogy a legáltalánosabb szintű védelmet jelentik.
- **Referencia EQS** (röviden: **EQS_{ref}**), amely adott vízkémiai feltételek mellett érvényes határértéket jelent, ez érvényes lehet az ország teljes területére, ökorégiókra, vagy csak kisebb területegységekre. Értékét általában egy másik vízminőségi paraméter függvényében határozzuk meg.*
- **Lokális** vagy **területspecifikus EQS** (röviden: **EQS_{local}**), amely egy adott helyen, víztesten vagy kisebb térségben érvényes, általában az adott hely fizikai-kémiai és geokémiai tulajdonságait veszi figyelembe, de alapulhat egyedi (lokális) mezokozmosz ökotoxikológiai eredményeken is, amely az adott víztest (és befogadó víztestek) élővilágának tűrőképességét veszik figyelembe.

*Például jellemzően EQS_{ref}-et használunk a fémek határértékeinek, amely a helyi DOC és/vagy a pH és/vagy a vízkeménység függvényében lett meghatározva. A EQS_{ref}-ek figyelembe veszik az adott régió nyugalmi háttérkoncentrációit (ambient background conc, röv: ABC), lásd részletesen a későbbiekben a K8/2 projektelem jelentéseiben. A fémek $EQS_{generic}$ határértékei a biológiailag hozzáférhető koncentrációra vonatkoznak, átszámítás szükséges az oldott koncentrációra.

1.3.3. A környezetminőségi határérték korrekciós lehetőségei

Környezetminőségi határérték korrekciójának nevezzük azt a folyamatot, amikor a generikus EQS helyett **referencia, ill. területspecifikus EQS kerülnek meghatározásra**. Mivel az $EQS_{generic}$ értékek célja a legáltalánosabb védelem, ezért függetlenek a területi adottságoktól, így ezek az $EQS_{generic}$ értékek EU közösségi szinten megállapíthatók, értékük igen alacsony is lehet. A korrekciók végrehajtásához területspecifikus információkra van szükség, így a korrekciók elvégzése a tagországok, illetve a helyi hatóságok feladata.

Az EQS irányelvek (a 2008/105/EK és a 2013/39/EU irányelv 9a. cikkely 6/b pontja) szerint a tagországok élhetnek a korrekciós lehetőségekkel az alábbiak szerint: "A tagállamok a monitoring

[3] A 2013/39/EU irányelv 9a. cikkely 6/b pontja szerint „a kadmium, az ólom, a higany és a nikkel (a továbbiakban: a fémek) esetében a vizekre vonatkozó környezetminőségi előírások az oldott koncentrációra, vagyis a vízminta 0,45 µm-es szűrővel leszűrt oldott fázisára, vagy – amennyiben az kifejezetten fel van tüntetve – a biológiailag hozzáférhető koncentrációra vonatkoznak."

[4] Elméletileg bármilyen közegre vonatkozhat, de gyakorlati okokból mindig az oldott vízfázisra vonatkozik.

eredményeknek a vonatkozó környezetminőségi előírásokkal való összehasonlítása során figyelembe vehetik az alábbiakat:
a) a fémek és vegyületeik természetes háttérkoncentrációja, amennyiben az ilyen mértékű koncentrációk miatt nem lehetséges a vonatkozó környezetminőségi előírásoknak való megfelelés;
b) a víz keménysége, pH-értéke, oldott szervesszén-tartalma, illetve bármely más minőségi paramétere, amely befolyásolja a fémek biológiai hozzáférhetőségét, amennyiben a biológiailag hozzáférhető koncentrációt megfelelő biológiai hozzáférhetőségi modell révén határozzák meg."

Látható, hogy az irányelvek a fémek EQS-korrekciójára helyezik a hangsúlyt, hiszen az irányelvekben szereplő szennyezőanyagok közül a fémek speciális helyzetben vannak, mivel természetes körülmények között is előfordulnak, nem feltétlen az emberi tevékenység révén kerülnek a környezetbe, továbbá bizonyos fémek, félfémek esszenciális tápanyagok (1. táblázat), amelyeket az élővilág felvesz, akkumulál, beépíti a sejtjeibe vagy átalakítja és kiválasztja.

1. táblázat Esszenciális és nem esszenciális félfémek, fémek csoportosítása (forrás: TGD)

Esszenciális:	Nem esszenciális:
Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Zn	As, Sb, Cd, Pb, Hg, Ti, Ag, Sn

Az EQS-ek meghatározásának módszertana szerint bármely szennyezőanyag esetében elméleti lehetőség van a korrekciók végrehajtására, azonban a korrekcióknak (jelenlegi vizsgált szennyezők közül) csak a fémek megfelelőségi vizsgálata során van jelentősége. A fémek EQS-korrekciójával a K8/2 projektelem külön foglalkozik, lásd 2. függelék.

1.4. Az állapotértékelés megbízhatósága

A minősítés megbízhatósága jellemzi a hibás minősítés valószínűségét. A megbízhatóság számításának módszertani kidolgozásakor alapvető szempont volt, hogy a különböző minősített víztestek összehasonlíthatók legyenek, azaz a megbízhatóságok figyelembevétele elősegítse akár egy kockázatossági rangsor felállítását is. A módszer célja, hogy a Duna vízgyűjtő területén különböző országok, különböző laboratóriumaiban vizsgált víztestek összehasonlíthatók legyenek, így a módszer alapját az ICPDR iránymutatása határozza meg, amely alapján három megbízhatósági osztály különböztethető meg:

- magas megbízhatóság:
  - nincs relevanciája a veszélyes anyag jelenlétének, vagy
  - az adatok megfelelnek a VKI-nak (legalább évi 12 mérés) és
  - a víztestek csoportosítása megfelel a VKI-nak és hihető eredményt mutat;
- közepes megbízhatóság:
  - vannak mérési eredmények,
  - de nem elegendő (VKI-nak megfelelő) monitoring adat áll rendelkezésre (kevesebb, mit 12 db adat) és
  - A víztestek csoportosítása a közepes megbízhatóságú;
- alacsony megbízhatóság:
  - nincsenek mérési eredmények, és/vagy

- a víztestek jó állapota nem valószínűsíthető a kibocsájtási adatok alapján.

Látható, hogy az ICPDR módszer a mintaszám és a csoportosítás megbízhatósága alapján sorolja be a víztestek minősítését a különböző megbízhatósági kategóriákba. A hagyományos szórás alapú megbízhatóság számítás nem alkalmazható a veszélyes anyagok esetében, főként a mennyiségi meghatározási határ alá eső eredmények jelentős száma miatt. A komponenscsoportok specifikus esete, illetve a különféle alkalmazott (más paramétertől függő) EQS-ek és EQS-korrekciók is lehetetlenné teszik a hagyományos statisztikai alapokon nyugvó megbízhatóság számítási módszereket.

A megbízhatóságot számos tényező befolyásolja, a minősítés során azonban nincs lehetőség mindet figyelembe venni. Az egyik legjelentősebb kérdés például, hogy maga a mintavétel helye (és ideje) reprezentatívve; azaz megfelelően lett-e kiválasztva az adott minősítési célhoz, adott monitoring programhoz. A mintavételi helyek kiválasztása és a mintavételek egyaránt jelentős hibalehetőségekkel terheltek. A mintavételi helyek reprezentatívságával a monitoring programok leírásaiban kell foglalkozni. A hibák minimálisra csökkentése érdekében követni kell a feltáró/felügyeleti monitoring céljainak elérése érdekében tett előírásokat, ezek a kémiai állapotértékelésre specializáltan, az 4. fejezetben kerülnek bemutatásra, ezeket be kell tartani.

Egy monitoring pont egy adott szennyezőanyag tekintetében megfelelő (jó) állapotú, ha sem az átlagos, sem a maximális koncentráció sem haladja meg a vonatkozó AA-, ill. MAC-EQS értékét. A minősítés rossz állapotot mutat, ha bármelyiknek (AA-, ill. MAC-EQS-nek) nem megfelel meg. Azzal a kitétellel, hogy míg a MAC-EQS meg nem felelés esetén egyetlen mérési eredmény is elegendő a rossz minősítéshez, úgy az átlagos koncentráció szerinti, legalább közepes megbízhatóságú nem megfelelőség megállapításához, legalább négy darab mintavétel szükséges. Azaz az alacsony megbízhatóságú (pl. mérések száma < 4 db) rossz állapot maximum tájékoztató jellegű, de inkább ismeretlennek számít az intézkedések tervezésekor.

A 2 és 3. fejezetekben részletesen bemutatásra kerülő megbízhatósági értékelő-rendszer összhangban van az ICPDR módszertanával, és képes jelezni a hibás minősítés kockázatát. Az alábbiakban látható, hogy a megbízhatóságra gyakorolt hatást úgy értékeljük, mint egy feltételezett ideális (referencia) esethez képesti eltérést. A kialakított módszer által figyelembe vett tényezők, amelyek hatást gyakorolnak a megbízhatóságra:

- A minősítéshez felhasznált adatok száma, azaz a mintavételek száma (n):
  - referencia esetben legalább 12 darab mintavétel szükséges a minősítéshez;
  - 10 minta esetén már jelentkezik kockázat a hibás minősítésre, de még önmagában nem rontja le a megbízhatóságot;
  - 4 minta esetén jelentős kockázattal kell számolni.
- A minősítéshez számított éves átlagos koncentráció és az AA-EQS aránya (R-AAEQS):
  - ha az arány nagyobb 0,8 akkor már jelentkezik kockázat a hibás minősítésre, de még önmagában nem rontja le a megbízhatóságot;
  - ha az arány 1, akkor még éppen megfelelő a minősítés.

- A minősítés során figyelembe vett legnagyobb érték és a MAC-EQS aránya (R-MACEQS):
  - ha az arány nagyobb 0,8 akkor már jelentkezik kockázat a hibás minősítésre, de még önmagában nem rontja le a megbízhatóságot;

  - ha az arány 1, akkor még éppen megfelelő a minősítés.
- A minősítés során figyelembe vett analitikai meghatározási határok értéke és az AA-EQS aránya:
  - ha az arány kisebb vagy egyenlő 0,3, akkor nem jelent – számszakilag – semmilyen kockázatot a hibás minősítésre,
  - ha az arány 0,7, akkor már jelentős kockázat jelentkezik a hibás minősítésre,
  - 1 fölött a mintát ki kell zárni az értékelésből.
- Más vízminőségi paraméter megbízhatósága EQS-korrekció alkalmazása esetén.
- A minősítés során felhasznált adatok analitikai hibája (α).

További kutatást igényelnek az alábbi megbízhatóságot befolyásoló tényezők hatásainak vizsgálata, ezért jelenleg még nem számolunk a hatásaikkal:
- A minősítéshez felhasznált adatok időbeli eloszlásából, egyenletlenségéből adódó hibája az átlagnak (β), illetve a mintavételek időpontjának eltérése az eredeti tervtől;
- MAC-EQS túllépésének gyakorisága (n-MACEQS).

Aggregálás térben, víztest minősítésének megbízhatósága

Az egyes mintavételi helyeken minden komponensre külön minősítést kell végrehajtani, majd az eredmények alapján minősítendő a víztest maga. Azaz fontos, hogy a minősítés előtt minden mintavételi helyhez rendeljünk egy súlyszámot, jellemezve, hogy az adott mintavételi hely mennyire reprezentatív a víztest egészére nézve. Ezeket a súlyszámokat ideális esetben a monitoring programoknak tartalmaznia kellene, de ezek hiányában ez a kémiai állapotértékelést végző szakértők feladata meghatározni.

Komponensek aggregálása, összesített megbízhatóság

A monitoring programok részletezik, hogy mely víztesten mely komponensek vizsgálandók. Általánosságban elmondható a feltáró/felügyeleti monitoringról, hogy minden mintavételi helyen minden komponens vizsgálandó. A jövőben e téren változások javasoltak (részletek később). Ha minden szükséges komponens mérése megtörtént, akkor az összesített víztest minősége magas megbízhatóságú. Ha nem történt meg minden komponens mérése akkor a csoportosítási módszereket érdemes alkalmazni. Ezek részletezése a későbbiekben várható. A csoportosításhoz lesz megbízhatóság is rendelve, amelyből számítható lesz az összesített megbízhatóság.

A minősítés eredményének lehetséges kimenetelei és azok gyakorlati értelmezése

Minősítés eredménye	Minősítés gyakorlati jelentése
Magas megbízhatósággal jó állapotú	Alacsony a kockázata a hibás minősítésnek, alacsony a kockázata az élővilág sérülésének; bizonyos feltételek mellett **csökkenthető a mintavételi gyakoriság**.
Közepes megbízhatósággal jó állapotú	Mérsékelt a kockázata a hibás minősítésnek, mérsékelt a kockázata az élővilág sérülésének; **monitoring folytatása javasolt.**
Alacsony megbízhatósággal jó állapotú	Kockázatos, állapot megállapítás tájékoztató jellegű, közel ismeretlen állapotú, kockázatcsökkentő **adatgyűjtő intézkedés** szükséges.
Alacsony megbízhatósággal rossz állapotú	
Közepes megbízhatósággal rossz állapotú	Mérsékelten kockázatos, **élővilág sérülése várható**, kockázatcsökkentő intézkedés szükséges.
Magas megbízhatósággal rossz állapotú	Kiemelten kockázatos, **élővilág sérülése valószínű**, kockázatcsökkentő intézkedés szükséges.
Ismeretlen állapotú	Kockázatos, kockázatcsökkentő **adatgyűjtő intézkedés** szükséges

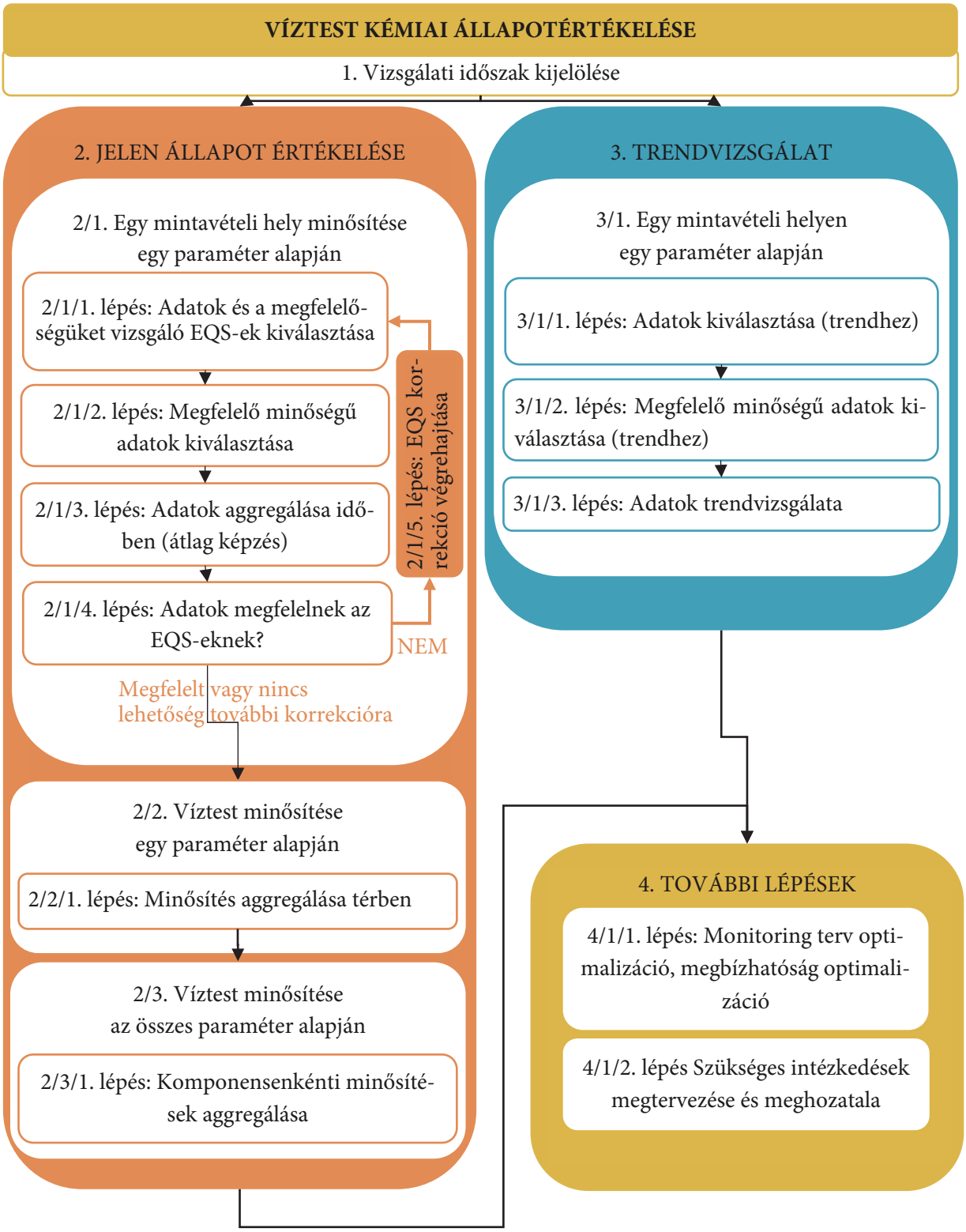
2. Kiértékelő módszertan

A víztestek kémiai állapotértékelése során az 1.3. fejezetben bemutatott környezetminőségi határértékekhez viszonyítandók a felszíni vizek monitoring eredményei. A viszonyítandó eredmények a 4. fejezetben bemutatott feltáró/felügyeleti monitoring program elveinek feleljenek meg; továbbá a VKI, a 2008/105/EK, a 2013/39/EU, a 2009/90/EK és a CIS útmutatóknak, illetve javaslatainak megfelelően kerüljön sor a veszélyes anyagok kémiai állapotértékelésre; a következő alapelvek szerint:

- Az állapotértékelés (minősítés) célja, hogy **általános képet adjon a vizeink kémiai állapotáról**, azok rossz irányba történő változásaira felhívja a figyelmet.
- Az állapotértékeléshez (minősítéshez) **csak megbízható adatok legyenek felhasználva**, azaz minden felhasznált adat akkreditált mintavétel és mintaelemzés útján megállapított mérési eredményből származzon.
- Az egyedi döntések meghozatalakor „**a legrosszabb eset elve**" kerüljön alkalmazásra, a döntések következményeinek költség-hatékonysági mérlegelésével.
- A minősítés folyamata a határérték korrekciók alkalmazása miatt többlépcsős folyamat, amelyet 5. ábra szemléltet.

Az állapotértékelési módszertan kidolgozásakor figyelembe kellett venni, hogy az alkalmas legyen az EQS irányelv különböző típusú értékeinek kezelésére, a vízfázisra/biótára/biológiailag hozzáférhető koncentrációra vonatkozó megfelelési vizsgálatok elvégzésére. Továbbá új szennyező, új vizsgálati mátrix és új EQS bevezetése esetén a módszertan szabadon bővíthető legyen. A módszertan megfelel a közösségi szinten javasolt módszertanoknak, többek között az ICPDR, a CIS 19 és CIS 27 útmutatásainak. Jelen útmutató célja kiegészíteni ezeket a módszertanokat, és részletesebb leírást adni a gyakorlati alkalmazásukhoz.

5. ábra Állapotértékelés folyamata a veszélyes anyagok megfelelése alapján



2.1. A vizsgálati időszak kijelölése (1. lépés)

Az állapotértékelés első lépesként ki kell jelölni egy vizsgálati időszakot az alábbiak szerint.

- **Legalább egy év adatait** érdemes figyelembe venni a kiértékeléshez, mivel a megfelelési vizsgálatok alapját az éves átlagos koncentrációra vonatkozó környezetminőségi határértékek jelentik (AA-EQS, lásd 1.3.2. fejezet).
- Vízgyűjtő gazdálkodási tervek készítéséhez minimálisan 6 év adatait érdemes vizsgálni.
- A trendvizsgálatokhoz érdemes minél hosszabb vizsgálati idő kiválasztása.

Megjegyzés: Az állapotértékelésen belül a trendvizsgálatokhoz akár hosszabb idősorok is vizsgálhatók, azaz eltérő időszak jelölhető ki a jelenállapot- és a trendvizsgálathoz.

A kémiai állapotértékelés végső eredménye a vizsgálati időszak utolsó évére fog vonatkozni. Pl. 2015-ben készült értékelés, amely a 2007-2013 időszak eredményeit veszi figyelembe, az a 2013-as állapotot tükrözi. Még akkor is, ha bizonyos víztesteken az utolsó mérési eredmény 2013-nál korábbi, például 2011-es, vagy akár 2007-es; ezen eltérés 2011 ill. 2007, és 2013 között az eredmény megbízhatóságában jelenik majd meg.

2.2. Állapotértékelés

2.2.1. Adatok és a megfelelőségüket vizsgáló EQS-ek kiválasztása (2/1/1. lépés)

A vizsgálandó anyagok köre és a mintavételi helyek változhatnak. A feltáró/felügyeleti monitoring helyeket, a vizsgálandó komponensek körét és a mintavételi gyakoriságot a monitoring program rögzíti. A kémiai állapotértékeléshez többnyire ezen adatok felhasználása szükséges, ugyanakkor gyakran előfordul, hogy érdemes különböző projektekben mért eredmények is felhasználni. Az adatok leválogatásánál fontos, hogy **mintavételek célja és módszere ill. a mérések módszeri megegyezzenek a feltáró/felügyeleti monitoring kereteivel, és azok akkreditált módon történjenek**. A feltételek közül kiemelendő, hogy **a mintavétel a víztest általános stacioner állapotára legyen reprezentatív**. Azaz nem ajánlott (jelentős torzítást eredményez), olyan adatok felhasználása, amelyek extrém körülmények között kerültek mintavételezésre (szennyvíz bevezetés után közvetlenül, árvízes időszakban, havária szennyezés megfigyelése érdekében). Az említett feltételeket a 4. fejezet részletesen ismerteti.

Az adatok leválogatása után érdemes készíteni egy adatmennyiség összesítő táblát, ahol kiderül többek között, hogy

- hol történtek mintavételek,
- hány mintát vettek az egyes mintavételi helyeken,
- mely időszakokban vizsgálták a helyszíneket, és
- mely komponenseket mértek, melyekről van igen kevés mérési eredmény.

Ahol kevés a mérési eredmény, ott érdemes a megfelelő projektek adatait is összegyűjteni.

A 1.3.2. fejezetben összefoglalásra került, hogy milyen típusú EQS-ek fordulhatnak elő. A mérési eredmények összegyűjtése után szükség van az EQS-ek leválogatására is, azaz

- vizsgálandó, hogy csak a generikus EQS-ek ismertek, vagy vannak referencia/helyi EQS-ek is;

  - referencia/helyi EQS-ek esetén kell-e más kiegészítő paraméteri is ismerni (pl. pH, Ca, DOC, keménységi osztály);
- elérhetőek az adott vizsgált mátrixra vonatkozó specifikus EQS-ek;
  - vízfázis (összes, oldott, biológiailag hozzáférhető)
  - üledék (mely frakcióra vonatkozó, pl. <63µm meder üledék; vagy áttéri <200 µm),
  - bióta (hal/kagyló/egyéb, egésztest/izomszövet/egyéb, faj/kor/méret)?

2.2.2. Megfelelő minőségű adatok kiválasztása, adatok minőségi kritériumai (2/1/2. lépés)

Elképzelhető, hogy a 2/1/1. lépésben kiválasztott adatok egy része nem alkalmas a kémiai állapotértékeléshez. Ennek három oka is lehet:

1. túl magas a mennyiségi meghatározás határ (LOQ), és a mérési eredmény: <LOQ;
2. kiugró érték probléma (ismételt mintavétel van helyette);
3. paraméter csoportból hiányzik a többi mérendő paraméter.

Mérési teljesítménykritériumok teljesülése, analitikai mennyiségi meghatározási határ

Alapelv: Azok a mérési eredmények, ahol a mennyiségi meghatározás határa alá (<LOQ) esett a vízminta koncentrációja, és a LOQ nagyobb volt, mint az alkalmazandó – fémek esetén „korrekció utáni" lásd 2.2.5. fejezet – AA-EQS értéke, azok az adatok a „mérési teljesítmény kritériumok" teljesülésének hiánya miatt nem vehetők figyelembe az állapotértékeléshez. Ennek az a magyarázata, hogy ezekről a mérési eredményekről nem tudjuk eldönteni, hogy önmagukban a határérték alatt vagy felett vannak-e.

Fémek kiértékelésére jellemző a 2/1/5. lépés, azaz az EQS korrekciók végrehajtása. Ez gyakorlatban annyit jelent, hogy a szigorú generikus EQS helyett enyhébb referencia vagy helyi EQS kerülhet alkalmazásra, azaz emelkedik a határérték. Az emelkedő határérték pedig olyan újabb (<LOQ) eredmények figyelembevételét engedhetik meg, amelyek az első lépésben (generikus EQS alkalmazásakor) törlésre kerültek.

A meghatározási határ alá eső adatok törlésének következménye ugyanakkor, hogy egy adott mintasorból a kis koncentrációjú (<LOQ) adatokat töröljük, míg a nagyobb (meghatározási határ feletti mért) koncentrációjú adatok figyelembe lesznek véve az átlagszámításkor. Ez megfelel a legrosszabb eset elvének, és a hibás pozitív (jó) minősítés valószínűségét csökkenti, azonban bizonyos esetekben eredményezhet indokolatlan rossz állapotot. Ugyanakkor az adatok törlése csökkenti a mintaszámot, ezáltal a minősítés megbízhatóságát is csökkenti, így a rossz állapothoz alacsony vagy közepes megbízhatóság társul, amely jelzi, hogy további – a mérési teljesítmény kritériumoknak megfelelő – analitikai vizsgálat szükséges a víztesten.

Az analitikai mérések tervezésekor érdemes előre meghatározni egy minimális mennyiségi meghatározási határt, amelyet a mérési módszernek teljesítenie kell. Előfordulhat, hogy költségek megtakarítása miatt nem érdemes az elérhető legjobb technika alkalmazása (pl. élelmiszer analitikai módszerek sokszor feleslegesek). Ugyanakkor előfordulhat az is, hogyha a laboratórium a mérés megkezdése előtt előre tudja, hogy a legjobb technikával sem tudja az LOQ értékét az EQS értéke alá vinni, akkor az analitikai mérésre más laboratóriumot kell keresni.

Adatok LOQ megfelelőségi vizsgálata

A 2009/90/EK szerint irányadóként az analitikai meghatározási határnak kisebbnek vagy egyenlőnek kellene lennie a – legkisebb – környezetminőségi határérték 30%-val. Azaz

$$LOQ_{ideális} \leq 0{,}3 \cdot EQS_{min}.$$

Ahol $LOQ_{ideális}$: az ideális esetben teljesítendő maximális LOQ értéke,
és EQS_{min} a mérendő komponensre vonatkozó legalacsonyabb EQS értéke, lásd alább.

Mivel a legalacsonyabb EQS általában az éves átlagra vonatkozó EQS (AA-EQS); (fémek esetén a többlépcsős folyamat révén mindig az aktuális vonatkozó generikus/referencia/helyi AA-EQS értendő), ezért

$$\mathbf{LOQ_{ideális} \leq 0{,}3 \cdot AA\text{-}EQS.}$$

Vagy ha a fenti teljesítménykritérium nem teljesíthető, akkor a lehető legjobb módszert kell alkalmazni költség-hatékonysági megfontolások mellett.

Azonban, ha az analitikai meghatározási határ nagyobb, mint a környezetminőségi határérték, akkor az adott mérési eredmény nem vehető figyelembe a minősítés során. Azaz **a „<LOQ" eredmény akkor használható fel, ha**

$$\mathbf{LOQ \leq AA\text{-}EQS;\ azaz\ LOQ_{max}=AA\text{-}EQS.}$$

Látható, hogy a mindenkori elfogadható analitikai meghatározási határ függ az alkalmazandó környezetminőségi határértéktől. Mivel a környezetminőségi határértékek idővel változhatnak, illetve mivel a minősítés módszer többlépcsős (lásd 1.2. szakasz), ezért mindig az adott minősítés/minősítési lépcső előtt meg kell vizsgálni az adatok minőségi megfelelőségét.

Reálisan elfogadható analitikai meghatározási határ

A fenti általános szabályok a két szélsőséges esetet mutatják be. A valóságban azonban az $LOQ_{ideális}$ sokszor olyan alacsony, hogy annak elérése jelentős anyagi ráfordítás igényelne, vagy a laboratóriumok egyszerűen képtelenek teljesíteni analitikai műszer és/vagy módszer hiányában. Ugyanakkor, ha a laboratóriumok rendszeresen LOQ_{max} értékével mérnek, akkor olyan alacsony lesz a minősítés megbízhatósága, hogy kénytelen lesz az illetékes hatóság „megbízhatóságot javító intézkedés" elindítására, lásd 1.4. szakaszt. Ezért az ún. „**reálisan elfogadható analitikai meghatározási határ maximuma**" legyen

$$LOQ_{reál,max} = 0{,}6 \cdot AA\text{-}EQS,$$

azaz javasolt, hogy az **LOQ legyen kisebb a AA-EQS 60%-ánál, azaz**

$$\mathbf{LOQ \leq 0{,}6 \cdot AA\text{-}EQS,}$$

így – rendszeres mintavétellel – még biztosítható a kiértékelés végeredményének megfelelő (közepes vagy magas) megbízhatósága.

Kiugró adatok kezelése

Az elsőbbségi listás anyagok vizsgálata igen költséges, ezért a vizsgálati gyakoriságuk (általában havi mintavétel) úgy van meghatározva, hogy minimális legyen a vizsgált mátrix (víz/bióta/üledék) „memóriája", azaz **az adatok az állapotértékelés során egymástól függetlennek tekinthetők**. Az elsőbbségi

listás anyagok esetén krónikus és akut toxicitással is számolnunk kell, **azaz – a havi rendszerességgel vett minták közül – egyetlen kiugró érték sem zárható ki extrém magas értéke miatt (akut toxikus hatás)**.

Megjegyzés: Különböző, sokat alkalmazott „kiugró adat vizsgálati módszerek" léteznek, amelyek az adatok szórására alapozva állítják fel hipotéziseiket. Az elsőbbségi listás szennyezőanyagok (veszélyes anyagok) olyan kis koncentrációban vannak jelen (vagy nincsnek is jelen) a környezetben, hogy mennyiségük sokszor az analitikai kimutatási illetve a meghatározási határ alá esik. Amikor az adatsor teljes egészében, vagy csak részben „<LOQ" mérési eredményekből áll, akkor a szórás nem értelmezhető, hiszen nem diszkrét értékeink vannak.

Egyetlen megoldás létezik, amivel a „hihetetlennek tűnő" magas koncentrációkat ki tudjuk zárni, időben ellenőrizni tudjuk helyességüket, mégpedig ha ellenőrzésképpen mihamarabb megtörténik a „rendkívüli", újabb mintavétel. Ökölszabályként elmondható, hogy **erősen ajánlott az újabb mintavétel, ha az alábbi esetek közül bármelyik igaz:**

- a mérési eredmény (x_1) nagyobb, mint az maximális koncentrációra vonatkozó környezetminőségi határérték (MAC-EQS) kétszerese, azaz

$$x_1 > \text{MAC-EQS} \cdot 2;$$

- vagy a mérési eredmény (x_1) nagyobb, mint az éves átlagos koncentrációra vonatkozó környezetminőségi határérték (AA-EQS) ötszöröse, azaz

$$x_1 > \text{AA-EQS} \cdot 5;$$

- vagy a mérési eredmény (x_1) nagyobb, mint a korábban mért eredmények átlagának ($\bar{x}$) háromszorosa, azaz

$$x_1 > \bar{x} \cdot 3.$$

Amennyiben nem történik meg az újabb mintavétel, úgy az érintett „kiugró adat" biztosan nem zárható ki az éves átlag kiszámításakor. Ugyanakkor érdemes szem előtt tartani, hogyha a MAC-EQS értékét meghaladja – akár csak minimális mértékben is – a mért érték, akkor az a víztest rossz állapotúvá válik (azaz értelmes az analitikai folyamatot megismételni azonos mintából). A fenti új mintavételi eljárás mindenképpen indokolt, ha a komponensre nincs érvényben MAC-EQS, csak AA-EQS; vagy ha a MAC-EQS túllépés származhat nem átlagos állapotra vonatkozó, havária jellegű szennyezésből (pl. szemetes part).

Elvárások paramétercsoportok tagjaival szemben

2008/105/EK irányelv (és a 2013/39/EU irányelvek) tartalmaz komponens/paraméter csoportok tagjainak összegére vonatkozó határértékeket is. Továbbá előfordul, hogy a laboratórium kettő vagy több komponens összegeként tudja csak meghatározni a minősítéskor vizsgálandó elsőbbségi listás anyagot (pl. endoszulfán gyakran az alfa- és béta-endoszulfán összegeként tudják meghatározni a laborok). Ilyenkor **kiemelt figyelmet kell fordítani arra, hogy minden egyedi komponens (paraméter) külön-külön meghatározásra kerüljön, elfogadható LOQ-val**. A komponenscsoportoknál egyedileg meg kell vizsgálni, hogy történhet-e minősítés a csoportra vonatkozóan, és hogyan lehet a minősítés megbízhatóságát kiszámolni, erről a komponenscsoportokat bemutató adatlapokon lehet majd olvasni.

A 2009/90/EK irányelv szerint az összegparaméterek átlagának kiszámításához a mennyiségi meghatározási határ alatti eredmények nullának tekintendők.

2.2.3. Adatok aggregálása időben, az átlagos koncentráció meghatározása adott komponens szerinti minősítéshez (2/1/3. lépés)

Számtani középérték számítása (éves átlag, AA -annual avarage)

A legtöbb szennyezőanyag esetén a minősítés során az éves átlagos koncentrációt hasonlítani kell az AA-EQS értékéhez. Az éves átlagos koncentráció kiszámítása azonban koránt sem egyértelmű feladat, számos kérdést érdemes pontosan tisztázni, mielőtt bárki nekiáll átlagot számolni.

Állapotértékeléskor a vizsgálati időszak **utolsó** (legkésőbbi mintavétel) **adatához képesti utolsó egy év adatsorát vizsgáljuk**. A kémiai állapotértékeléskor a „legfrissebb" állapotra vagyunk kíváncsinak, ezért a legújabb adatokat érdemes figyelembe venni a minősítéshez. Korábbi adatok elemzésével a trendvizsgálat 2.3. fejezete foglalkozik. Gyakori, hogy a mintavételek nem januártól-decemberig tartanak, hanem évközben kezdődek és végződnek, a mért adatsor tarthat például júliustól következő év júniusáig.

Az elsőbbségi listás szennyezőanyagok estén – a speciális esetek kivételével – ajánlott a havi mintavételi gyakoriság, azaz **ideális esetben egy év alatt 12 mérési eredmény keletkezik**.

Ha a fenti ideális eset valamilyen okból kifolyólag nem teljesül – például extrém vízállás miatt nem reprezentatív 1-2 mintavétel, kiszáradt vagy árvizes a vízfolyás – akkor érdemes akár több év adatait is vizsgálni, mintsem kevesebb adatból számolni az átlagot; ezért

- amennyiben az utolsó mintavételhez képesti **utolsó egy évben kevesebb, mint 12 db adat van**, akkor az utolsó 12 adatot vesszük figyelembe, akár több évre visszamenőleg;
- amennyiben az utolsó mintavételhez képesti **utolsó egy évben több, mint 12 db adat van**, akkor speciális egyedi elbírálással kell dönteni egy-egy adat kizárásáról (pl. ismételt mintavétel történt) vagy megfelelő súlyozott átlag számítás módszerével 12-re redukálható a felhasználandó adatok száma (pl. februárban két mintavétel is történt egymáshoz közel, akkor ezek átlagával számolunk február hónapra).

Az **átlagos koncentráció tehát kiszámítható az utolsó, maximum 12 db mérési eredmények számtani középértékként**, azaz

$$\bar{x} = \sum_{i=1}^{n=12} \frac{x_i}{n} \quad ,$$

ahol

$\bar{x}$ az (éves) átlagos koncentráció,

x_i az egyes mintavételek kémiai analízisének eredményei, azaz a szennyezőanyag koncentráció egy adott mintavételi helyről adott időpontban, és

n a mintavételek száma, ahol $n_{max}=12$.

Speciális esetben, ha nem az egyenletes havi gyakoriságú mintavétel javallott, akkor az átlagszámítás szabályait külön meg kell határozni, lásd az adott szennyezőanyag adatlapokon majd a későbbiekben. Jellemzően ilyenek az ún. „szezonális szennyezők". Bizonyos szennyezőanyagokat (szinte) felesleges

egyes évszakokban vizsgálni, míg más időszakban viszont akár havi gyakoriságnál sűrűbben is vizsgálandók. Havi gyakoriságnál sűrűbb vizsgálatra például akkor lehet szükség, ha nehéz kimutatni (elcsípni) a maximális koncentrációt.

Mennyiségi meghatározási határ figyelembevétele az átlagszámítás során

A 2009/90/EK 5. cikkelye szerint: „Ha az adott mintában mérendő fizikai-kémiai vagy kémiai mennyiségek a mennyiségi meghatározás határa alá esnek, akkor az átlagértékek számításához a mérési eredmények helyett a mennyiségi meghatározás határértékének a felét kell figyelembe venni."

Azaz ha a szövegesen értelmezett mérési eredmény „<LOQ", akkor az átlag számításhoz legyen

$$x_i = \frac{LOQ}{2} \quad ,$$

ahol

x_i az egyes mintavételek kémiai analízisének eredményei, azaz a szennyezőanyag koncentráció egy adott mintavételi helyről adott időpontban, és

LOQ az analitikai mérés meghatározási határa.

LOQ hatása az eredmények összehasonlíthatóságára

A térben és időben változó LOQ értékek miatt, amikor összehasonlítunk két minősítést, akkor figyelembe kell venni, hogy **a minősítés eredménye változhat**

- azáltal, hogy valóban változott a víz minősége; vagy
- **azáltal, hogy változott a minősítés megbízhatóságát befolyásoló egy vagy több tényező**, **például az LOQ.**

Időben változó LOQ

Előfordulhat, hogy az átlagos koncentráció kiszámítása során - egy adatsorban – különböző LOQ-val mért meghatározási határ alatti eredmények is szerepelnek, ez esetben

- **az átlagszámításhoz**: **mindig az adott** szövegesen értelmezett **LOQ** értékét kell figyelembe venni (LOQ/2-ként);
- **a megbízhatósági számításokhoz**: az **idősor legnagyobb LOQ értékét** vegyük figyelembe.

Minden mérési eredmény <LOQ

Ha az átlagszámításhoz felhasználni kívánt, minden mérési eredmény <LOQ, **akkor a minősítés eredménye szövegesen: „meghatározási határ alatt"**. Ha LOQ ≤ EQS, akkor a „meghatározási határ alatt" eredmény jelentése valójában kiváló (vagy e kategória hiányában jó) minősítési osztályt jelent a további vizsgálatok során (pl. víztest összesített állapotának meghatározáskor; vagy az eredmények térképes megjelenítésekor).

Paramétercsoport paramétereinek összegzése és átlagának kiszámítása

Ahogyan azt már korábban is említésre került, a 2009/90/EK irányelv szerint az összegparaméterek átlagának kiszámításához a mennyiségi meghatározási határ alatti eredmények nullának tekintendők.

Minősítést támogató paraméterek

Néhány esetben előfordul, hogy a környezetminőségi határérték függ valamely más vízminőséget, vízkémiát leíró ún. „minősítést támogató" paraméter értékétől. Például a kadmium megfelelő EQS-ének kiválasztásához ismernünk kell az adott víztest vízkeménységi osztályát; vagy az ólom EQS-e függ a

víztest átlagos összes oldott szerves szén tartalmától (DOC-től). Ezen támogató paramétek átlagos értékeinek meghatározása jelentősen különbözhet a fent leírt elsőbbségi listás szennyezőanyagok koncentrációinak átlagszámításának módjától.

Például **az átlagos DOC-t a DOC koncentrációk mediánjával jellemezzük**. (A DOC mérések hiányában az becsülhető a TOC 70%-ának segítségével, megbízhatóság romlás mellett). Ennek fő oka, hogy a DOC-t a biológiai hozzáférhetőségi korrekciók során kell felhasználni, ahol az alkalmazott modellek a medián értéket kívánják meg, a modellek medián középérték figyelembevételével lettek kidolgozva és validálva. Ezen speciális eseteket lásd mindig az adott szennyezőanyag adatlapján, amelyek a későbbiekben kerülnek kidolgozásra.

2.2.4. EQS-eknek való megfelelésvizsgálat és az adott komponens szerinti minősítés megbízhatósága (2/1/4. lépés)

A környezetminőségi határértékek különböző típusokba sorolhatók, amelyek jól definiáltan egy adott helyen érvényesek, és szigorúan csak az adott környezeti mátrix (éves) átlagos vagy maximálisan megengedhető koncentrációjára vonatkoznak. A 2.2. szakasznak megfelelően (a későbbi komponens adatlapok is jelentős segítséget nyújtanak majd) kell kiválasztani az alkalmas EQS-eket. Azaz a szennyezőanyagok környezetminőségi határértékei mindig csak meghatározott feltételek mellett alkalmazhatóak. **A különböző típusú határértékek nem keverhetők össze!**

Például egy kagyló teljes nedves testtömegére vonatkozó bióta EQS, nem alkalmazható egy 2 éves ponty hal (bióta) izomszöveteiben mért analitikai eredmények kiértékelésére. A megfelelő környezeti mátrixhoz illő EQS szükséges. Természetesen mivel nincs minden környezeti mátrixra külön EQS, ezért egyszerűbb a mintavételt igazítani a meglévő EQS-ekhez (lásd későbbi komponens adatlapok).

Az éves átlag megfelel-e az AA-EQS-nek?

A fenti 2/1/3. lépésben részletezett módon számított éves átlagos koncentrációt ($\bar{x}$) kell viszonyítani az AA-EQS értékéhez, ahol $\bar{x}$ és AA-EQS azonos környezeti mátrixokra vonatkoznak, és az AA-EQS területileg érvényes:

- ha $\bar{x}$ ≤ AA-EQS, akkor a minősítés eredménye JÓ*,
- ha $\bar{x}$ > AA-EQS, akkor a minősítés eredménye NEM FELELT MEG.

* Kivéve

- ha minden x_i ≤ LOQ, akkor a „Jó” minősítés helyett a szöveges minősítés „meghatározási határ alatt”;
- ha a fémek esetén $\bar{x}$ ≤ ABC értékénél, akkor a „Jó” minősítés helyett a szöveges minősítés „Kiváló”, ahol ABC a nyugalmi háttérkoncentráció értéke, rövidítése az angol Ambient Background Concentration kifejezésből származik.

A maximális koncentráció megfelel-e a MAC-EQS-nek?

A fenti 2/1/2. lépésben részletezett módon kiválasztott adatok mindegyikét (x_i) viszonyítani kell a MAC-EQS értékéhez, ahol x_i és MAC-EQS azonos mátrixokra vonatkoznak (vízfázis) és a MAC-EQS területileg érvényes:

- ha minden x_i ≤ MAC-EQS, akkor a minősítés eredménye JÓ*,
- ha van olyan x_i > MAC-EQS, akkor a minősítés eredménye NEM FELELT MEG.

* Kivéve

- ha minden $x_i \leq$ LOQ, akkor a „Jó” minősítés helyett a szöveges minősítés „meghatározási határ alatt”.

Az adott komponens szerinti minősítés megbízhatóságának számítása

Az állapotértékelés során, amikor egy átlag értéket hasonlítunk a határértékhez rögtön érdemes az összehasonlítás megbízhatóságát is kiszámolni. Az ún. „**felügyelt osztályozás**” módszere szerint érdemes az eredményeket rangsorolni a megbízhatóságuk szerint. Ennek lényege, hogy **először egy kritérium rendszer** segítségével besorolja az eredményeket a **magas/közepes/alacsony megbízhatósági osztályok** egyikébe (ez megfelel az EU és ICPDR felé is közlendő osztálynak); majd az egyes **megbízhatósági osztályokon belül felállítja a kockázatossági rangsort is**. A kockázatossági rangsor alapján **lehetőség nyílik a monitoring optimalizációra és a hatékony intézkedés tervezésre**.

A megbízhatósággal kapcsolatos általános információk az 1.4. fejezetben kerültek bemutatásra; az alábbi módon számított megbízhatósági módszer mindenben megfelel az EU CIS útmutatóknak és az ICPDR iránymutatásainak.

1. táblázat Lehetséges kimentelek az állapotértékelés eredményére és annak megbízhatóságára

Állapotértékelés eredménye	Az eredmény megbízhatósága	
	Megbízhatósági osztály	Megbízhatósági osztályon belüli pontszám
Jó állapot (=megfelelt állapot)	Magas	1-25
	Közepes	1-25
	Alacsony	1-25
Rossz állapot (=nem felelt meg állapot)	Alacsony	1-25
	Közepes	1-25
	Magas	1-25
Ismeretlen állapot	-	0

Az eredmények besorolása a megbízhatósági osztályokba

1. **Magas megbízhatósággal jó állapotú**

   Magas megbízhatósággal akkor adható egy komponens minősítésére megfelelt, jó állapot,

   a) ha azt rendszeresen, **legalább 12 alkalommal mérték** (diszkrét mérési eredmény) és **nem haladja meg a vonatkozó EQS-ek egyikét sem**,

   b) **vagy** ha **legalább 10 alkalommal mérték** és nem haladja meg **a vonatkozó EQS-ek** egyikének sem a **80%-át**;

   és a figyelembe vett **legnagyobb „≤LOQ” értéke nem lehet nagyobb az EQS 80%-ánál**.

2. **Közepes megbízhatósággal jó állapotú**

   Közepes megbízhatósággal jó állapot értéket kap minden egyéb (nem magas és nem alacsony megbízhatóságú) jó állapotú minősítés.

3. **Alacsony megbízhatósággal jó állapotú**
   Alacsony megbízhatósággal jó állapot értékelést kap az a minősítés, ahol
   a) **négynél kevesebb minta** alapján történt a jó állapot meghatározása,
   b) **vagy** a figyelembe vett **legnagyobb „≤LOQ" értéke** nagyobb az **EQS 80%-ánál**.

4. **Magas megbízhatósággal rossz állapotú**
   Magas megbízhatósággal rossz állapotú a minősítés eredménye,
   a) **ha a legalább 10 adat** alapján számolt átlagos koncentráció **meghaladja** vonatkozó **AA-EQS 120%-át;**
   b) **vagy legalább 2-szer meghaladta** a vonatkozó **MAC-EQS 120%-át** a koncentráció.

5. **Közepes megbízhatósággal rossz állapotú**
   Közepes megbízhatósággal rossz állapot értéket kap minden egyéb (nem magas és nem alacsony megbízhatóságú) rossz állapotú minősítés.

6. **Alacsony megbízhatósággal rossz állapotú**
   Alacsony megbízhatósággal rossz állapot értékelést kap az a minősítés, ahol **négynél kevesebb minta** alapján **csak az átlagos koncentráció haladta meg az AA-EQS értékét**.

7. **Ismeretlen állapotú**
   Ismeretlen állapotú a víztest, **ha egyetlen elfogadható minőségű mérési eredmény sem áll rendelkezésre**.

A megbízhatósági osztályokon belül az egyes megbízhatóságot befolyásoló tényezők kiértékelésével felállítható a kockázatossági rangsor, amely kockázatosságuk szerint sorrendbe állítja a mintavételihelyeket, víztesteket. A rangsor felállítás (és az ehez szükséges számítások) nem szükségesek az időközi, ellenőrző állapotértékelésekhez; nem szükséges jelenteni az EU felé. A kockázatossági rangsor az optimalizált monitoringot és a hatékony intézkedés tervezést készíti elő; 6 évente a VGT tervezési időszakában érdemes egyszer kiszámolni, felállítani a rangsort. A rangsor felállításához szükséges mérőszámok levezetése a 3. fejezetben olvashatók.

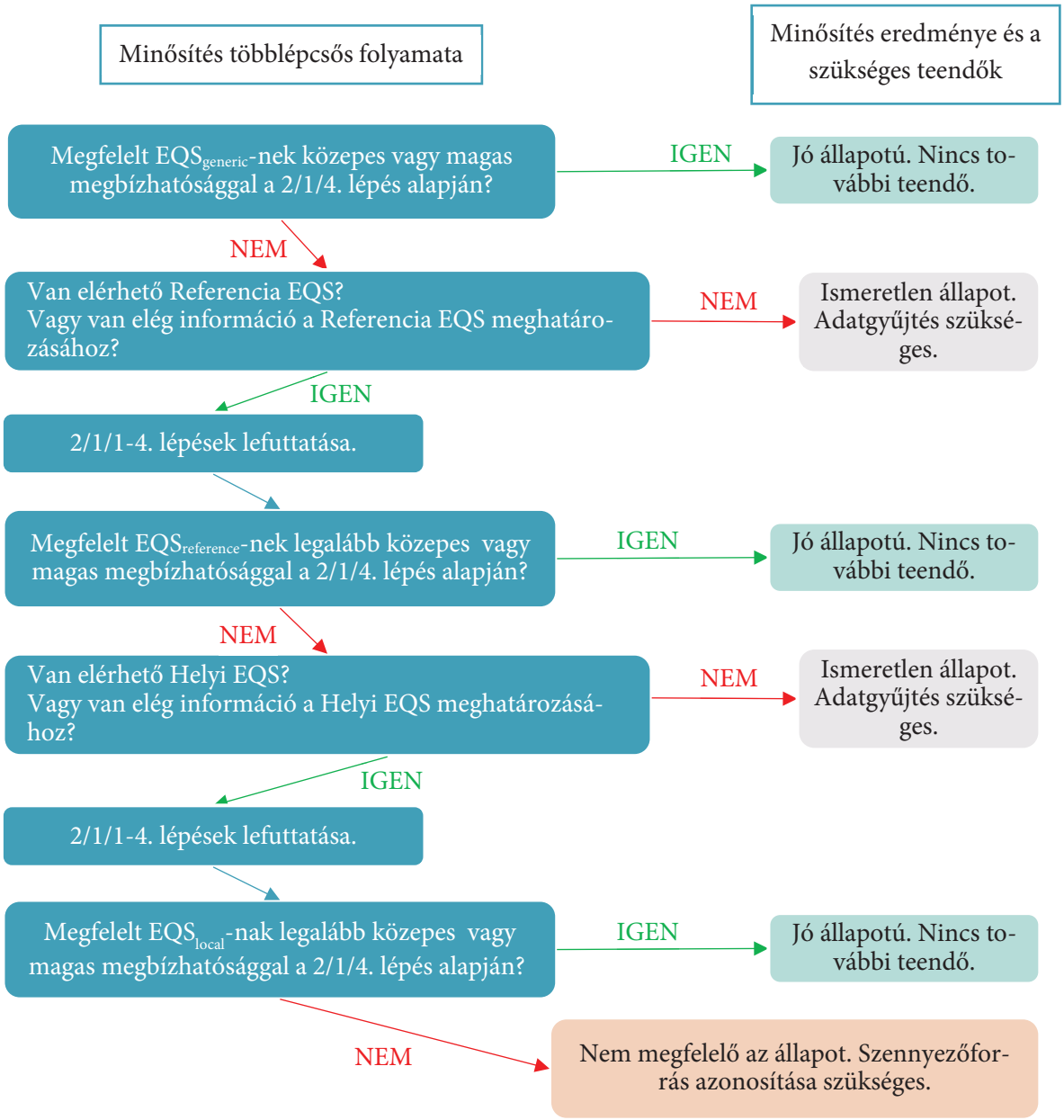
2.2.5. EQS korrekció végrehajtása, fémek specifikus helyzete (2/1/5. lépés)

A veszélyes anyagok laboratóriumi mérése nagyon drága, és a szigorú határértékekhez kapcsolódó laboratóriumi teljesítménykritériumokat (alacsony LOQ) nehéz tartani. A költségcsökkentés érdekében érdemes ún. „több lépcsős" állapotértékelést alkalmazni (lásd 1.2.fejezet). Ez röviden azt jelenti, hogy először generikus körülmények között minősítünk, majd minden lépcsőben egyre több helyszín-specifikus információra van szükség és ezáltal egyre lokálisabb problémakezelés jöhet létre, egyúttal várhatóan egyre enyhébb határértékekkel. Környezetminőségi határérték korrekciónak nevezzük azt a folyamatot, amikor a generikus EQS helyett referencia, ill. területspecifikus EQS kerülnek meghatározásra. Mivel az $EQS_{generic}$ értékek célja a legáltalánosabb védelem, ezért függetlenek a területi adottságoktól, így ezek az $EQS_{generic}$ értékek EU közösségi szinten megállapíthatók, ugyanakkor értékük igen alacsony is lehet. A korrekciók

végrehajtásához területspecifikus információkra van szükség, így a korrekciók elvégzése a tagországok illetve a helyi hatóságok feladata.

Ez a 2/1/5. lépés jelenleg csak a fémekre (és arzén) vonatkozik, más elsőbbségi listás szennyezőanyagra nem*. Ugyanakkor várható, hogy a K8 végére jelen fejezet kiegészül a bióta ill. az üledék mátrixokkal kapcsolatos EQS-korrekciókkal.*

A korrekciók végrehajtása a gyakorlatban:



A K8/2. projektrész során megállapításra kerültek a fémek Referencia EQS értékei, az alábbi táblázatban összefoglalt tervek alapján. Ahol ARA: added risk aproach, ilyenkor az EQS=ABC+ARA-EQS; és TRA: total risk aproach, ilyenkor EQS=TRA-EQS; ABC: ambient background concentration, nyugalmi háttérkoncentráció. Lásd 2. függelék.

	Természetes háttér figyelembevétele		Biológiai hozzáférhetőségi korrekció	
	Van lehetőség korrekcióra	Tervezett korrekció az Referencia EQS-ben	Van lehetőség korrekcióra	Tervezett korrekció az Referencia EQS-ben
Kadmium és vegyületei	van, EQS az ARA elv szerint van megállapítva	**igen**	igen, EQS vízkeménységi osztályozás szerint	**igen**
Higany és vegyületei	van, EQS az ARA elv szerint van megállapítva	**igen**	nincs	nem
Ólom és vegyületei	van, EQS a TRA elv szerint van megállapítva	**igen**	igen, EQS biológiai hozzáférhető konc.-ra vonatkozik	**igen**
Nikkel és vegyületei	van, EQS a TRA elv szerint van megállapítva	**igen**	igen, EQS biológiai hozzáférhető konc.-ra vonatkozik	**igen**
Arzén és vegyületei	van, EQS az ARA elv szerint van megállapítva	**igen**	nincs	nem
Cink és vegyületei	van, EQS az ARA elv szerint van megállapítva	**igen**	igen, EQS biológiai hozzáférhető konc.-ra vonatkozik	**igen**
Króm és vegyületei: Króm(III), Króm(VI)	van, EQS a TRA elv szerint van megállapítva	**igen**	nincs	nem
Réz és vegyületei	van, EQS a TRA elv szerint van megállapítva	**igen**	igen, EQS biológiai hozzáférhető konc.-ra vonatkozik	**igen**

EQS-korrekció esetén az adott komponens szerinti minősítés megbízhatóságának számítása

A komponensek szerinti minősítés utolsó lépéseként az EQS-korrekció megbízhatóságának figyelembevétele szükséges. A EQS-korrekció megbízhatósága azt jelenti, hogy a korrekció végrehajtásának eredménye – a Referencia vagy a Helyi EQS – mennyire megbízható adatokon alapszik.

- Referencia esetben, ha az EQS-korrekció magas megbízhatóságú Referencia vagy a Helyi EQS-en alapszik, akkor nem befolyásolja a 2/1/4. lépés során számolt minősítés megbízhatóságát,
- ha az EQS-korrekció alacsony megbízhatóságú adatokon alapszik, akkor egy megbízhatósági szintet rontott a 2/1/4. lépés során számított minősítés megbízhatóságán.

Az EQS-korrekciók megbízhatósága ugyanis két osztályba sorolhatók: magas és alacsony;

- magas, ha van megfelelő mennyiségű és minőségű adat az adott víztestről a korrekció elvégzéséhez;
- alacsony, ha más víztestek alapján, országos átlag alapján, vagy kevés mintavétel (négynél kevesebb) alapján került meghatározásra,
  (lásd részletesen a 2. függelékben).

2.2.6. Több mintavételi hely eredményeinek, minősítésének aggregálása térben (2/2/1. lépés)

A víztest állapotának meghatározásához szükséges törzsadatok

A monitoring programokban / mintavételi tervekben mindig minden mintavételi helyhez jelölni kell, hogy az pontosan mely víztestre (víztest szakaszra) reprezentatív mintavételt várunk. Ez megegyezik azzal, hogy mely víztest állapotértékeléséhez kell felhasználni az eredményeket.

Gyakran előfordul, főként a nagyobb víztestek vagy összetett víztestek esetén, hogy a víztestet több mintavételi hely segítségével lehet reprezentatívan jellemezni. Előfordulhat például az is, hogy a víztest legalsó szakaszán nem lehetséges a mintavétel (vagy indokolatlanul nehézkes lenne), így a víztestet jellemző mintavételi hely fizikailag már a következő, befogadó víztestre esik, de a mérési eredmények a fentebbi szakaszt jellemzik. Ennek jellemző példája, hogy a tározókat jellemző mintavételi helyek sokszor a tározó befogadó víztestjének legelejére esnek.

Külön kell kezelni azokat a speciális mintavételi helyeket, amelyeket valamely egyéb meghatározott okból vizsgálunk. Például ilyenek jellemzően az országhatár közelében fekvő mintavételi helyek, ezek célja a belépő és kilépő víz minőségi megfigyelése. Ezen speciális (vizsgálati) mintavételi helyek eredményei figyelembe vehetők a minősítések során, azonban fontos kiemelni, hogy ezek sokszor nem reprezentatívak a víztest egészére.

Minden víztest esetén meg kell határozni azokat a mintavételi helyeket, ahol vizsgálat szükséges a víztest kémiai állapotértékeléséhez. Azaz mely mintavételi helyekkel jellemezhető a víztest, és az egyes mintavételi helyek milyen súllyal kerüljenek figyelembevételre. A különböző vizsgálandó paraméterek térbeli változékonysága jelentősen eltérhet, ezt érdemes volna a monitoring tervek készítésekor erre jobban figyelni. Például felesleges a nagy folyók jobb-/balpart/sodorvonali vizsgálata a veszélyes anyagok tekintetében, a tápanyagok szempontjából van jelentősége a 3-as mintavételnek.

A veszélyes anyagok mérésekor továbbá érdemes a **„linked" térbeli csoportosítás** módszerét alkalmazni. (Ez másik projektelem feladata a részletes kidolgozás, eredmények később varhatók). A módszer lényege, hogy **egy alsóbb víztest minőségét vetítjük egy felsőbb víztestre, akár mintavétel nélkül, vagy csak kevés mintavétellel**. Ha az alsóbb vízfolyás jó állapotú, nincs a jellemző vízhozamok között kiugró különbség (nem számolhatunk jelentős hígulással), és nincs ismert nyelő (pl. tározó, elöntött ártér), akkor jó becsléssel kivetíthetjük az alsó víztest állapotát a felsőbbekre. Ugyanakkor ezt külön kontroll monitoring programnak kell figyelnie, hogy a csoportok állapota valóban azonos.

Ha azonban rossz az alsóbb víztest állapota, akkor érdemes erre időben felfigyelni (időközi állapotértkelése a „linked" víztesteknek) és a felsőbb víztesteken is mintát venni, azaz leválasztani a csoportról. A csoportosítással kapcsolatos útmutató a későbbiekben kerül kidolgozásra, így a kémiai állapotértékelés vonatkozásai később kerülnek részletes kidolgozásra.

A fentiek összefoglalásaként két táblázatot érdemes elkészíteni a monitoring program előkészítése során:
1. Víztestek állapotértékeléséhez szükséges mintavételi helyek listája:
- víztest azonosító adatai (azonosítókódjai, megnevezése),
- mely mintavételi helyekkel jellemezhető a víztest, azok milyen súllyal kerüljenek figyelembevételre.

2. Az egyes mintavételi helyeket összesítő táblázat, a következő specifikus információk feltűntetése szükséges:

- monitoring hely általános adatai (azonosítókódjai, megnevezése, EOV koordinátái);
- mely víztesten fekszik (azonosító kód, név);
- mely víztestre reprezentatív elsődlegesen (azonosító kód, név);
- van-e a monitoringnak speciális oka (pl. országhatár be-/kilépő/határmenti, általános háttérterhelés vizsgálati pont).

Későbbiekben a fenti lista bővítése javasolt a továbbiakkal:
- üledék monitoringra alkalmas-e (mintavételi mélység, pontos EOV-k);
- bióta mintavétellel kapcsolatos kiegészítő információk (faj, életkor);
- jellemző, várható szennyezőanyagok listája (utolsó állapotértékelés eredménye).

Egy rossz, mind rossz elv alkalmazása

Alapelv: Ha a víztestet jellemző bármely monitoring hely rossz állapotú, akkor a teljes víztest rossz állapotú.

A minősítendő veszélyes anyagok legyenek: $\mathbf{a_1}$; $\mathbf{a_2}$; … ; $\mathbf{a_m}$; … ; $\mathbf{a_{45}}$.

A víztest minőségének meghatározása egy adott komponens (a_m) esetén

Jellemezze **A**-val jelölt víztestet **k** db mintavételi hely, amelyek súly számai legyenek: $\mathbf{w_1}$; $\mathbf{w_2}$; … ; $\mathbf{w_i}$; … ; $\mathbf{w_k}$.

Az **A** víztesten a **k** db mintavételi helyen $\mathbf{a_m}$ komponens vonatkozásában a minősítés eredménye legyen: $\mathbf{S_1}$; $\mathbf{S_2}$; … ; $\mathbf{S_i}$; … ; $\mathbf{S_k}$. A minősítés két lehetséges kimenetele: $\mathbf{S_i}$**=jó** vagy $\mathbf{S_i}$**=rossz**. Ez azt jelenti, hogy az adott (i) mintavételi helyen az adott komponens (a_m) tekintetében a minősítés eredménye jó vagy rossz. Továbbá legyen $\mathbf{U_1}$; $\mathbf{U_2}$; … ; $\boldsymbol{U_i}$; … ; $\mathbf{U_k}$ az $\mathbf{S_1}$; $\mathbf{S_2}$; … ; $\mathbf{S_i}$; … ; $\mathbf{S_k}$-hoz tartozó megbízhatóság.

Térbeli aggregáció eredményeképpen: Az **A** víztest (összesített) minősítése $\mathbf{a_m}$ veszélyes anyag szerint legyen $\mathbf{S_{am}}$.

1. Ekkor, ha **bármely S_i = rossz**[5], akkor **a víztesten S_{am} rossz** minőséggel jellemezhető.

   Az EU felé jelenteni kell *a víztestre jellemző átlagos koncentrációt*, amelyet az alábbi módon számíthatunk ki, ha a víztest rossz (összesített) állapotú a_m éves átlagos koncentrációja tekintetében:
   - Azon monitoring pontokon mért éves **átlagos koncentrációk súlyozott átlaga**, amely monitoring pontok rossz állapotúak az AA-EQS vonatkozásában 2/1. lépés szerint. Azaz A víztesten található S_i = rossz (AA-EQS szerint) minősítésekhez tartozó átlagos koncentrációk ($\overline{\mathbf{x_i}}$) súlyozott ($\mathbf{w_i}$) átlagával jellemzhető.

   Az EU felé le kell jelenteni *a víztestre jellemző maximális koncentrációt*, amelyet az alábbi módon számíthatunk ki, ha a víztest rossz (összesített) állapotú a_m maximális koncentrációjának tekintetében:
   - A víztesten található S_i = rossz (MAC-EQS szerint) minősítésekhez tartozó maximális koncentrációk (x_{max}) maximumával jellemezhető.

[5] azaz bármely – A víztestet jellemző - monitoring ponton a_m vontakozásában rossz az állapot.

A minősítés megbízhatósága (US_{am}): a víztesten található S_i = rossz minősítésekhez tartozó megbízhatóságok súlyozott ($\mathbf{w_i}$) átlagával jellemzhető.

2. Ha **minden S_i = jó**, akkor **a víztesten S_{am} jó** minőséggel jellemezhető.

Az EU felé jelenteni kell *a víztestre jellemző átlagos koncentrációt*, amelyet az alábbi módon számíthatunk ki, ha a víztest jó (összesített) állapotú a_m éves átlagos koncentrációja tekintetében:

- A víztesten található S_i minősítésekhez tartozó átlagos koncentrációk ($\overline{\mathbf{x_i}}$) súlyozott ($\mathbf{w_i}$) átlagával jellemzhető**.**

Az EU felé le kell jelenteni *a víztestre jellemző maximális koncentrációt*, amelyet az alábbi módon számíthatunk ki, ha a víztest jó (összesített) állapotú a_m maximális koncentrációjának tekintetében:

- A víztesten található S_i minősítésekhez tartozó maximális koncentrációk (x_{max}) maximumával jellemezhető**.**

A minősítés megbízhatósága (US_{am}): a víztesten található S_i minősítésekhez tartozó megbízhatóságok súlyozott ($\mathbf{w_i}$) átlagával jellemzhető.

Ha a mintavételi tervtől eltérően **k helyett csak k-1 mintavételi helyen történt mérés**, akkor egy pont minősége ismeretlen. Ez az összesítéskor azt jelenti, hogy minőséget k-1 mintavételi hely alapán meghatározhatjuk; viszont a megbízhatóság kiszámításakor a megbízhatósági osztály eggyel csökkentendő (magas helyett közepes, közepes helyett alacsony, alacsony osztály esetén marad alacsony).

Ha két mintavételi helyről nincs megfelelő minőségű eredmény akkor a megbízhatósági osztály két kategóriával csökkentendő, azaz mindenképpen alacsony megbízhatóságú.

A fentiektől egyedi mérlegeléssel (és megfelelő indoklással) el lehet térni. Ennek egyik leggyakoribb példája, ha nem egyidőben vizsgálták az egy víztesten fekvő mintavételi helyeket, így a javuló állapot megjelenítése érdekében szükség lehet egyedi mérlegelésre. Például korábbi rossz állapotú mintavételi helyek „elhagyása" és újabb eredményekkel rendelkező mintavételi helyek eredményeinek alkalmazása. Természetesen az egyedi mérlegelések során a megbízhatóság egyedi döntések által módosítható (fenti példában, egy osztállyal csökkentendő).

Általánosságban elmondható, hogy a minősítési módszertannak ezen fejezete csak az utolsó 12 adatot vagy egy évet veszi figyelembe, a többi adat a trendvizsgálatok során kerül felhasználásra.

Előfordulhat olyan víztest, amelyen az előírt mintavételek száma csökkenthető; pl. 18 évente egy évig tartó folyamatos mintavétel, lásd 4.1.2.fejezet, mivel a víztest jó állapotú és nincs jelentős változás a szennyezőanyag bevezetésekben. Ezen speciális esetekhez tartozó megbízhatóság-számítás a későbbiekben kerül kidolgozásra, a trendvizsgálat fejezetben.

2.2.7. Komponensenkénti minősítés aggregálása (2/3/1. lépés)

A 2/2. lépés eredményeképpen minden víztesten külön-külön minden veszélyes anyag alapján elmondhatjuk, hogy jó vagy rossz állapotú-e. A 2/3. lépésben arra vagyunk kíváncsiak, hogy milyen a víztest (teljes) kémiai állapota, azaz milyen az állapot az összes komponens tekintetében.
Ebben a lépésben is az „egy rossz, mind rossz" elv kerül alkalmazásra. Azaz, ha bármely veszélyes anyag tekintetében az 2/2. lépés eredménye rossz, akkor a teljes kémiai állapot is rossz állapotú lesz. A jó állapot

elérésének feltétele, hogy minden vizsgált paraméterre a víztest – 2/2. lépés szerint megállapított – állapota legyen jó.

Legyen $\mathbf{S_A}$ az **A** minősítendő víztest állapota, $\mathbf{S_A}$= **jó** vagy $\mathbf{S_A}$ = **rossz**.
Az **A** víztesten az egyes ($\mathbf{a_1; a_2; \ldots; a_m; \ldots; a_{45}}$) veszélyes anyagok minősítésének – 2/2. lépés szerint megállapított – eredménye: $\mathbf{S_{am}}$ és a hozzátartozó megbízhatóság $\mathbf{US_{am}}$.

Ha A víztesten
- minden $\mathbf{S_{am}}$ = **jó** vagy **ismeretlen**, akkor a A víztest állapota JÓ*, azaz $\mathbf{S_A}$ = **jó**,
- van $\mathbf{S_{am}}$ = **rossz**, akkor az A víztest állapota NEM FELELT MEG, azaz $\mathbf{S_A}$ = **rossz**.

* Kivéve
- ha minden $\mathbf{S_{am}}$ = **ismeretlen**, akkor a „Jó" minősítés helyett a minősítés „**ismeretlen**".

A kémiai állapotértékelés eredményét is kell megbízhatósággal jellemezni, amelyet ugyanúgy az ún. „**felügyelt osztályozás**" módszere szerint érdemes megtenni. Ez **először egy kritérium rendszer** segítségével besorolja az eredményeket a **magas/közepes/alacsony megbízhatósági osztályok** egyikébe (ez megfelel az EU és ICPDR felé is közlendő osztálynak); majd az egyes **megbízhatósági osztályokon belül felállítja a kockázatossági rangsort is**. A kockázatossági rangsor alapján **lehetőség nyílik a monitoring optimalizációra és a hatékony intézkedés tervezésre**.

A megbízhatósággal kapcsolatos általános információk az 1.4. fejezetben kerültek bemutatásra; az alábbi módon számított megbízhatósági módszer mindenben megfelel az EU CIS útmutatóknak és az ICPDR iránymutatásainak.

2. táblázat Lehetséges kimentelek az állapotértékelés eredményére és annak megbízhatóságára

Állapotértékelés eredménye	Az eredmény megbízhatósága	
	Megbízhatósági osztály	Megbízhatósági osztályon belüli pontszám
Jó állapot (=megfelelt állapot)	Magas	1-25
	Közepes	1-25
	Alacsony	1-25
Rossz állapot (=nem felelt meg állapot)	Alacsony	1-25
	Közepes	1-25
	Magas	1-25
Ismeretlen állapot	-	0

Az eredmények besorolása a megbízhatósági osztályokba

1. **Magas megbízhatósággal jó állapotú**

   Magas megbízhatósággal akkor adható egy víztest minősítésére megfelelt, jó állapot,
   - a) ha minden – monitoring tervben előzetesen – előírt veszélyes anyag mérése megtörtént;
   - b) és a minősítések eredménye mindig jó állapot;
   - c) és a minősítések megbízhatóságának több, mint 50%-a magas megbízhatóságú és nincs 3-nál több alacsony megbízhatóságú minősítés.

2. **Közepes megbízhatósággal jó állapotú**
   Közepes megbízhatósággal akkor adható egy víztest minősítésére megfelelt, jó állapot,
   a) ha a – monitoring tervben előzetesen – előírt veszélyes anyagok legalább 70%-ának mérése megtörtént*;
   b) és a minősítések eredménye mindig jó állapot;
   c) és a minősítések megbízhatóságának többsége magas vagy közepes megbízhatóságú minősítés.

3. **Alacsony megbízhatósággal jó állapotú**
   Alacsony megbízhatósággal akkor adható egy víztest minősítésére megfelelt, jó állapot,
   a) ha a veszélyes anyagok minősítésének eredménye mindig jó állapot;
   b) és nem adható – a fentiek alapján – magas vagy közepes megbízhatóság.

*ismeretlen állapot azt jelenti, hogy nem történt mérés. (Előfordulhat, hogy volt mérés a víztesten, de mégis a származtatott állapot ismeretlen, lásd 2.2.2.fejezet.)

4. **Magas megbízhatósággal rossz állapotú**
   Magas megbízhatósággal akkor nem megfelelt állapotú egy víztest,
   a) ha van olyan veszélyes anyag, amelynek minősítése magas megbízhatósággal nem megfelelt állapotú.

5. **Közepes megbízhatósággal rossz állapotú**
   Közepes megbízhatósággal akkor nem megfelelt állapotú egy víztest,
   a) ha van olyan veszélyes anyag, amelynek minősítése közepes megbízhatósággal nem megfelelt állapotú (és nincs magas megbízhatóságú rossz állapot minősítése bármely veszélyes anyag kapcsán).

6. **Alacsony megbízhatósággal rossz állapotú**
   Alacsony megbízhatósággal akkor nem megfelelt állapotú egy víztest,
   a) ha van olyan veszélyes anyag, amelynek minősítése alacsony megbízhatósággal nem megfelelt állapotú (és nincs se magas, se közepes megbízhatóságú rossz állapotú minősítése bármely veszélyes anyag kapcsán).

7. **Ismeretlen állapotú**
   Ismeretlen állapotú a víztest, **ha egyetlen elfogadható minőségű mérési eredmény sem áll rendelkezésre**.

A megbízhatósági osztályokon belül az egyes megbízhatóságot befolyásoló tényezők kiértékelésével felállítható a kockázatossági rangsor. A rangsor felállítás (és az ehhez szükséges számítások) nem szükségesek az időközi, ellenőrző állapotértékelésekhez; nem szükséges lejelenteni az EU felé. A kockázatossági rangsor az optimalizált monitoringot és a hatékony intézkedés tervezést készíti elő; 6 évente a VGT tervezési időszakában érdemes egyszer kiszámolni, felállítani a rangsort. A rangsor felállításához szükséges mérőszámok levezetésére a későbbiekben kerül sor.

2.3. Trendvizsgálat

2.3.1. Adatok kiválasztása (3/1/1. lépés)

A 2/1/1. lépés összegyűjti különböző forrásokból a felhasználható adatokat; az összegyűjtött adatokhoz kiválasztja a megfelelő EQS-eket is. A trendértékeléshez ugyanezen adatok felhasználhatók, ha teljesülnek az alábbi feltételek:

- vízfázis mintavétel eredményei esetén legalább 3 db vizsgált év mérési eredményére van szükség (nem feltétel, hogy egymást követő évek legyenek);
- bióta és üledék eredmények esetén legalább 3 db egymást követő eredményre (ha a mintát 3 évente kell venni, akkor minimum 7 év hosszú a vizsgálati időszak).

Ha a fenti feltételek nem teljesülnek, akkor van lehetőség egy adott víztesten mért, de különböző mintavételi helyen mért adatsorok aggregálására, azaz az adatsorok összevonására. Ekkor azonban a kiértékelés egyedi mérlegelést igényel, és ha később megfelelő mennyiségű adat gyűlt össze bármelyik mintavételi helyről, akkor újból külön érdemes a trendvizsgálatot végrehajtani.

Az adatok leválogatása után érdemes készíteni egy adatmennyiség összesítő táblát, ahol kiderül többek között, hogy

- hol történtek mintavételek,
- hány mintát vettek az egyes mintavételi helyeken,
- mely időszakokban vizsgálták a helyszíneket, és
- mely komponenseket mértek, melyekről van igen kevés mérési eredmény.

Ahol kevés a mérési eredmény ott érdemes más projektek adatait is összegyűjteni.

2.3.2. Megfelelő minőségű adatok kiválasztása (3/1/2. lépés)

A trendvizsgálat végrehajthatósága nem függ az EQS értékétől, azaz nem kell kizárni az értékelésből azokat az eredményeket, ahol az LOQ>EQS. Ugyanakkor lehetetlen a trendvizsgálat elvégzése, ha az LOQ gyakran változik, ingadozik. Tehát elképzelhető, hogy a 3/1/1. lépésben kiválasztott adatok egy része nem alkalmas a trendvizsgálathoz. Ennek két oka is lehet:

1. jelentősen ingadozik/változott* a mennyiségi meghatározás határ (LOQ), és a mérési eredmények gyakorta <LOQ-val jellemezhetők;
2. paraméter csoportból hiányzik mérendő paraméter.

*jelentős ingadozás és változása alatt azt kell érteni, hogy jól elkülöníthető legyen LOQ változása a mért koncentrációk ingadozásától.

2.3.3. Adatok trendvizsgálata (3/1/3. lépés)

A trendvizsgálat nehézségei:

- kezelni kell az szezonális ingadozásokat, vízhozam-ingadozásokat;
- és kezelni kell a változó LOQ-kat (nincs szórásunk az elemzéshez).

Ezért érdemes a trendet az éves átlagokra felvenni, amely kompenzálja a szezonális ingadozásokat. Az átlagszámítást a 2/1/3. lépés szerint kell elvégezni, annyi kiegészítéssel, hogy az alábbi mindhárom átlagértéket ki kell számítani:

1. ha minden <LOQ mérési eredmény – átlagszámításhoz szükséges - helyettesítési értéke legyen 0;
2. ha minden <LOQ mérési eredmény – átlagszámításhoz szükséges - helyettesítési értéke legyen LOQ/2;
3. ha minden <LOQ mérési eredmény – átlagszámításhoz szükséges - helyettesítési értéke legyen LOQ.

Az LOQ értékek miatt nem értelmezhető a szórás, így a hagyományos trendelemzésre sincs lehetőség. A trendelemzés megbízhatósága nagyban függ az elérhető adatok minőségétől. Például a vizsgált hal egyedek között nagy különbségek vannak (korban, élőhelyben, fajban, súlyban), akkor a megbízhatóság számszerűsítéséhez elsősorban a mintavételeket kell megvizsgálni. A későbbiekben, ha már ismeretek a hazánkban elérhető üledék és bióta minták jellemzői, akkor érdemes a trendvizsgálat további kérdéseit vizsgálni.

3. Kockázatossági rangsor felállításához szükséges mérőszámok

A felügyelt osztályozás egy kritérium rendszer segítségével 3 osztályba sorolja az értékelés megbízhatóságát. Az osztályokon belül van lehetőség további megbízhatósági rangsor felállítására, amely segíti a kockázatok azonosítását és az optimalizált monitoring tervezését. A következőkben bemutatásra kerülnek az egyes, megbízhatóságot befolyásoló tényezők, illetve ezek megbízhatóságra gyakorolt hatásának becslési módszere. A megbízhatóságra gyakorolt hatást mindig egy a feltételezett referencia (ideális) esethez képest vizsgálhatjuk.[6] Ezen becslési módszer szerint a referencia eset megbízhatósága kiváló, és ennek meghatározása kulcskérdés. Jelen útmutatóban felhasznált „referencia eseteket" különböző tanulmányokból/útmutatókból veszi át, így ezen tanulmányok, útmutatók frissítésekor jelen fejezet felülvizsgálandó.

Az egyes, megbízhatóságot befolyásoló tényezők megbízhatóságra gyakorolt hatását egy 0-5-ig értelmezett folyamatos függvénnyel jellemezzük. Az 5-ös minden esetben a referencia esetre jellemző, azaz a megbízhatóságot egyáltalán nem rontja le; a 0 azt jelenti, hogy az adott mérési eredménysort nem lehet figyelembe venni a minősítéshez, ismeretlen állapottal jellemezhető. Az egyes tényezők hatásainak összegzési módszere a 3.fejezet végén olvasható.

Felhasznált adatok számának hatása a megbízhatóságra (U_n)

A referencia eset az elsőbbségi listás szennyezőanyagok estén a VKI szerint:

- vízfázisból: 12 db mintavétel havi gyakorisággal, 6 év alatt legalább egyszer;
- üledékből: 1 db mintavétel évente egyszer[7];
- biótából: 1 db mintavétel évente egyszer[8] 3 évenként.

Vízfázis:

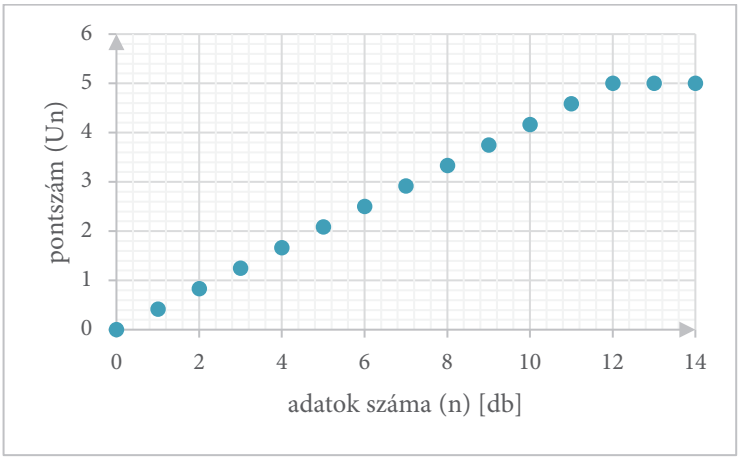
Ha 12-nél kevesebb adat áll rendelkezésre, akkor a megbízhatóság romlik. A több adat jobb megbízhatóságot jelent. A minősítéshez felhasznált adatok száma és az átlag megbízhatósága egyenesen arányosak, 0-5-ös skálára normalizálva az alábbi képlettel írható le:

$$U_n = n \cdot 5/12$$

[6] Szórás nem értelmezhető a kis koncentrációjú szennyezőanyagok esetén, mivel a „<LOQ" eredmények nem disztrét értékek.

[7] A üledék minőségi változásainak megismeréséig javasolt az évenkénti 1 db mintavétel. Később lehet a tipikus mintavételi gyakoriság a magas ülepedési sebességű nagy folyók vagy torkolatok esetében 1–3 évenkénti, illetve 6 évente egyszer a nagyon alacsony ülepedési sebességű tavak esetében.

[8] A bióta tendenciafigyelés esetén a szokásos gyakorlat, hogy a mintákat évente legalább egyszer gyűjtsük össze a nem ívási időszak alatt.



Maximálisan 12 db adat vehető figyelembe a minősítéshez. Ha több mérési eredmény történt, akkor ezeket súlyozott átlag számítási módszerrel 12-re kell redukálni. Ennek oka, hogy a 12 mintavétel független eseménynek tekinthető, ennél több adat esetén feltételezhető az adatsor memóriája.

Maximális koncentrációra vonatkozó vízfázis eredmény kiértékelésének megbízhatósága:
Az egyes mintavételek eredményei és azok kiértékelése függetlenek egymástól. A legfontosabb az, hogy valóban sikerült-e akkor megvenni a mintát, amikor a vízfolyásban valóban megjelent a csúcskoncentráció. Ugyanakkor itt fontos megjegyezni, hogy a feltáró/felügyeleti monitoring céljainak megfelelő mintavételek mintavételi időpontjai nem követik az egyes szennyezők jellemző levonulási hullámait (pl. permetezési időszak alatt/után), ezért az ilyen jellegű csúcskoncentrációk megfigyelésére érdemes operatív monitoringot üzemeltetni. Ez sokszor nem jelent a valóságban kétszer annyi mintavételt, hiszen a jól időzített feltáró monitoring programban vett mintavétel eredménye felhasználható az operatív monitoring kiértékeléséhez is. A maximális koncentrációk elemzésére vonatkozó megbízhatóságot ugyanakkor az operatív monitoring céljainak megfelelően érdemes vizsgálni.

Üledék és bióta mintavételi eredmények:
Az évente ill. 3 évente vett minták eredményei és azok kiértékelése függetlenek egymástól; legalábbis kezdeti megközelítésben, addig, míg ennek ellenkezője nem bizonyosodik be. Azaz az utolsó állapotra vonatkozó minősítéshez egyetlen (utolsó) mérési eredmény is elegendő. A további adatok trend jellegű vizsgálataival és azok megbízhatóságával az 2.3. fejezet foglalkozik.

Figyelembe vett analitikai meghatározási határok értéke (U_{LOQ})

Referencia eset az elsőbbségi listás szennyezőanyagok estén a 2009/90/EK irányelvnek megfelelően:

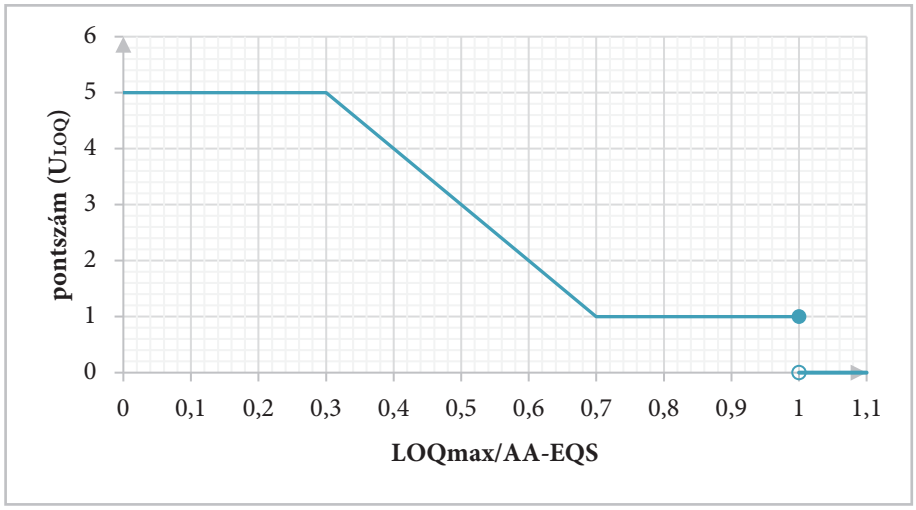
$$\text{a maximális LOQ} \leq 0{,}3 \cdot \text{AA-EQS}.$$

Lineáris összefüggéssel (fordított arányossággal) közelíthetjük a LOQ_{max} és AA-EQS arányának hatását a minősítés megbízhatóságára. Ugyanakkor

- nem használható fel az az adat, ahol LOQ > AA-EQS, ezt az értéket törölni kellett volna a minősítés adatsorából. Azaz ekkor újra el kell végezni a minősítés 2/1/2. lépését;
- ha LOQ_{max} és AA-EQS aránya kisebb vagy egyenlő 0,3-mal, akkor referencia eset áll fent (5-ös pontszám);

- ha LOQ_{max} és AA-EQS aránya nagyobb 0,7-nél, akkor jelentős bizonytalansággal terhelt az adatsor, azaz legyen $U_{LOQ} = 1$.

U_{LOQ} értékei grafikusan:



U_{LOQ} értékei képletekkel:

$$U_{LOQ}=\begin{cases} 5, \text{ ahol } LOQ_{max}/\text{AA-EQS} \leq 0{,}3; \\ -10\cdot\dfrac{LOQ_{max}}{\text{AA-EQS}}+8, \text{ ahol } 0{,}3 \leq LOQ_{max}/\text{AA-EQS} < 0{,}7; \\ 1, \text{ ahol } 0{,}7 < LOQ_{max}/\text{AA-EQS}. \end{cases}$$

Felhasznált adatok analitikai hibája (Uα)

Referencia eset az elsőbbségi listás szennyezőanyagok estén, hogy az adatok analitikai hibája α=0. Amennyiben a laboratóriumtól az analitikai hibát tartalmazó információ érkezik, akkor azt kell figyelembe venni az értékeléskor. Ha a laboratóriumból ilyen eredmény nem érkezett, akkor α=15%[9]. Ismert visszanyerési % esetén α=1-visszanyerési %.

Ekkor legyen Uα az analitikai hiba okozta megbízhatóság csökkentő mérőszám:

$$U\alpha = 5 \cdot (1-\alpha)$$

[9] A labóratóriumok mérhetnek jelentősen nagyobb hibával is, de ez esetben érdemes kihangsúlyozni a 2. fejezet első bekezdésének egyik pontját: *Az egyedi döntések meghozatalakor „a legrosszabb eset elve" kerüljön alkalmazásra,* a döntések következményeinek költség-hatékonysági mérlegelésével. Nem ajánlott α-ra vonatkozó információhiány miatt törölni az adatot.

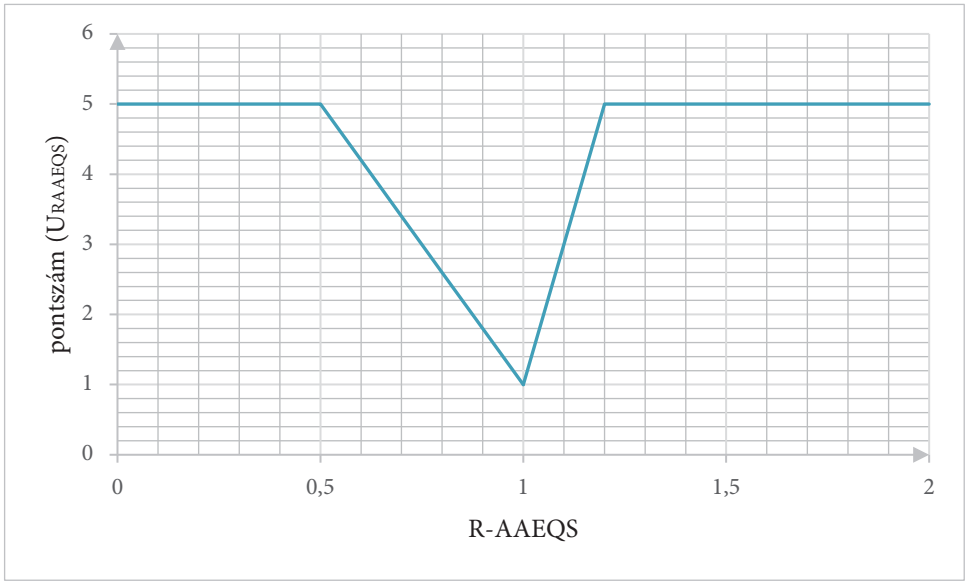
Éves átlagos koncentráció és az AA-EQS arányának hatása a megbízhatóságra ($U_{R\text{-}AAEQS}$)

Mindenképpen ketté kell választani azt a két esetet, mikor az éves átlagos koncentráció magasabb, mint az AA-EQS értéke, ekkor nem megfelelő a kémiai állapot; attól az esettől, amikor az éves átlagos koncentráció kisebb vagy egyenlő az AA-EQS értékével, azaz „megfelelő" a minősítés eredménye.

$$\text{Legyen } R_{AAEQS} = \frac{\bar{x}}{AA-EQS}.$$

- Ha $R_{AAEQS} < 1$, a minősítés eredménye „megfelelő", akkor lineáris összefüggéssel (fordított arányossággal) közelíthetjük[10] az $\bar{x}$ és az AA-EQS arányának hatását a minősítés megbízhatóságára. Ugyanakkor, ha $R_{AAEQS} < 0{,}5$, azaz $\bar{x} < 0{,}5 \cdot AA - EQS$, akkor a minősítés megbízhatóságát ne rontsa le $U_{R\text{-}AAEQS}$.
- Ha $R_{AAEQS} > 1$, a minősítés eredménye „nem megfelelő", akkor is lineáris összefüggéssel (egyenes arányossággal) közelíthetjük az $\bar{x}$ és az AA-EQS arányának hatását a minősítés megbízhatóságára; bár ez az előzőnél jelentősen meredekebb, ami azt jelenti, hogy a kis EQS túllépések esetén jelentősen nagyobb a bizonytalanság. Ugyanakkor, ha $R_{AAEQS} > 1{,}2$, azaz $\bar{x} < 1{,}2 \cdot AA - EQS$, akkor a minősítés megbízhatóságát ne rontsa le $U_{R\text{-}AAEQS}$-t.

$U_{R\text{-}AAEQS}$ értékei grafikusan:



[10] Valóságban normális/ eloszlással segítségével közelíthetnék, de mivel ennek paraméterezése a szórás hiányában lehetetlen, ezért jó közelítéssel vehetjük lineárisnak a hatást, amelyet négy szakaszra bontva írhatunk le.

$U_{R\text{-}AAEQS}$ értékei képletekkel:

$$U_{RAAEQS}=\begin{cases} 5, \text{ ahol } \bar{x}/EQS\leq 0{,}5; \\ -8\cdot\dfrac{\bar{x}}{AA\text{-}EQS}+9, \text{ ahol } 0{,}5\leq\bar{x}/EQS<1; \\ 20\cdot\dfrac{\bar{x}}{AA\text{-}EQS}-19, \text{ ahol } 1\leq\bar{x}/EQS<1{,}2; \\ 5, \text{ ahol } 1\leq\bar{x}/EQS. \end{cases}$$

Legnagyobb érték és a MAC-EQS hatása a megbízhatóságra ($U_{RMACEQS}$)

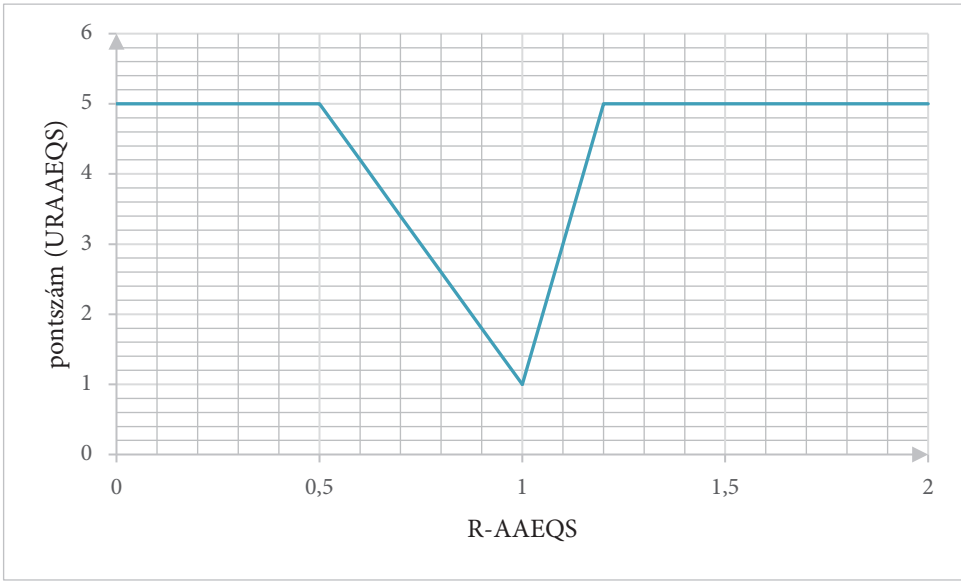
Szintén érdemes ketté választani azt a két esetet, mikor a maximális koncentráció magasabb, mint a MAC-EQS értéke, ekkor nem megfelelő a kémiai állapot; attól az esettől, amikor a maximális koncentráció kisebb vagy egyenlő a MAC-EQS értékével, azaz „megfelelő” a minősítés eredménye.

$$\text{Legyen } R_{MACEQS}=\frac{\bar{x}}{MAC-EQS}.$$

- Ha $R_{MACEQS}<1$, a minősítés eredménye „megfelelő”, akkor lineáris összefüggéssel (fordított arányossággal) közelíthetjük[11] az $\bar{x}$ és a MAC-EQS arányának hatását a minősítés megbízhatóságára. Ugyanakkor, ha $R_{MACEQS}<0{,}5$, azaz $\bar{x}<0{,}5\cdot MAC-EQS$, akkor a minősítés megbízhatóságát ne rontsa le $U_{R\text{-}MACEQS}$.
- Ha $R_{MACEQS}>1$, a minősítés eredménye „nem megfelelő”, akkor is lineáris összefüggéssel (egyenes arányossággal) közelíthetjük az $\bar{x}$ és az MAC-EQS arányának hatását a minősítés megbízhatóságára; bár ez az előzőnél jelentősen meredekebb, ami azt jelenti, hogy a kis EQS túllépések esetén jelentősen nagyobb a bizonytalanság. Ugyanakkor, ha $R_{MACEQS}>1{,}2$, azaz $\bar{x}<1{,}2\cdot MAC-EQS$, akkor a minősítés megbízhatóságát ne rontsa le $U_{R\text{-}MACEQS}$.

[11] Valóságban normális/ eloszlással segítségével közelíthetnék, de mivel ennek paraméterezése a szórás hiányában lehetetlen, ezért jó közelítéssel vehetjük lineárisnak a hatást, amelyet négy szakaszra bontva írhatunk le.

$U_{R\text{-}MACEQS}$ értékei grafikusan:



$U_{R\text{-}MACEQS}$ értékei képletekkel:

$$U_{RMACEQS}=\begin{cases} 5, \text{ ahol } \bar{x}/EQS \leq 0{,}5; \\ -8\cdot\dfrac{\bar{x}}{MAC\text{-}EQS}+9, \text{ ahol } 0{,}5 \leq \bar{x}/EQS < 1; \\ 20\cdot\dfrac{\bar{x}}{MAC\text{-}EQS}-19, \text{ ahol } 1 \leq \bar{x}/EQS < 1{,}2; \\ 5, \text{ ahol } 1 \leq \bar{x}/EQS. \end{cases}$$

Összegzett megbízhatóság számítása

Egy adott mintavételi helyen (mh.) egy adott komponens kiértékelésének megbízhatósága a különböző megbízhatóságot befolyásoló tényezők súlyozott összegeként számítható ki:

$$U_{mh.,komp} = 1U_n + 1U_{LOQ} + 1\alpha + 1U_{RAAEQS} + 1U_{R-MACEQS}$$

A súlyozószámok módosíthatók. A későbbiekben a K8 során tervezzük a szakértők véleményét kikérni a súlyozószámok megfelelő beállításához.

Az $U_{mh.,komp}$ tulajdonságai:

- Az $U_{mh.,komp}$ 0 és 25 közé esik.
- Minden megbízhatóságot befolyásoló tényező egyenlő súllyal kerül figyelembevételre.

4. Feltáró/felügyeleti monitoring program tömör bemutatása a kémiai állapotértékelés kapcsán

A különböző monitoring programoknak különböző célja lehet. Az adott monitoring program célja határozza meg a vizsgálandó helyszíneket, a mérendő komponenseket, a kapcsolódó minimális teljesítménykritériumokat (pl. maximálisan elfogadható analitikai meghatározási határ) és a mintavételi gyakoriságot is. Ez **az útmutató a feltáró/felügyeleti monitoring program[12] keretében végzett veszélyes anyag mérésekkel és azok kiértékelésével foglalkozik.**

Megjegyzés: A kémiai operatív monitoring programok eredményei gyakran hasonló módszerrel értékelhetőek ki, mint a feltáró/felügyeleti monitoring során vett minták, főként, ha az operatív monitoring program célja a feltáró/felügyeleti program kiegészítése. Azaz a kiértékelő módszertan általában az operatív monitoring programok kiértékeléséhez is alkalmazható, de egyedileg érdemes megvizsgálni az esetleges különbségeket.

A feltáró/felügyeleti program egyik fő jellemzője, hogy a vizek **általános stacioner állapotára ill. annak minőségére kíváncsi**, ehhez a mintavételeknek is igazodnia kell (pl. nem ajánlott mintát venni árvízkor). Innen a (kémiai) **állapotértékelés** elnevezés, ami azt jelenti, hogy a vizeink stacioner, általános állapotában lévő vízminőségét minősítjük. Ezzel szemben a vizsgálati monitoring típusba sorolhatók az extrém eset (pl. a havária jellegű események) megfigyelése, vagy a helyi egyedi (pl. szennyezőforrások azonosítását célzó) vizsgálatok. Az operatív monitoring lehet állapotértékelő és egyedi eset megfigyelő is. Jelen útmutató csak az állapotértékeléssel foglalkozik, az egyedi vizsgálatokkal nem.

Az **egyedi monitoring vizsgálatokat meg kell előznie egy előkészítő tanulmánynak**, ahol rögzíteni kell az adott monitoring célját és a várható kiértékelési módszertanát.

[12] A monitoring programokat és céljaikat 3 típusba sorolhatjuk – a VKI-nak megfelelően: feltáró/felügyeleti monitoring, operatív monitoring, és vizsgálati monitoring.

A feltáró/felügyeleti monitoring célkitűzései

A felszíni vizek feltáró/felügyeleti monitoringja a következő feladatok ellátásához szükséges információk megszerzését célozza:

a) hatásfelmérési eljárás kiegészítése és validációja (VKI II. melléklet);
b) távlati monitoring programok eredményes és hatékony tervezésének elősegítése;
c) természetes viszonyokban bekövetkező sokévi változások kiértékelése; és
d) a területeken már általánosan elterjedt emberi tevékenységből származó sokévi változások kiértékelése.

A feltáró/felügyeleti monitoringot legalább egy évig kell működtetni a VGT időszakában. A VGT-knek tartalmazniuk kell az állapotbemutató térképeket.

- A II. Melléklet szerinti kockázatfelmérés arra szolgál, hogy azonosítsák a kockázatos víztesteket, azaz azokat a víztesteket, amelyekben a környezetminőségi célkitűzések elérése veszélyeztetett.
- Ezen túlmenően az Irányelv előírja, hogy a monitoringot olyan pontokhoz kell kötni, ahol:
  - **a vízhozam jelentős** az egész vízgyűjtőkerületen belül, ideértve a 2500 km^2-t meghaladó vízgyűjtőterülettel rendelkező nagy folyók monitoring pontjait;
  - a **jelentős víztestek keresztezik a tagállam határát**;
  - a monitoring helyek azonosítása az Információcseréről szóló 77/795/EEC sz. határozat alapján történik meg, valamint
  - egyéb megfigyelési helyek esetében a cél megbecsülni a tagállamok határain keresztül terjedő, illetve a tengeri környezetbe bejutó szennyezőanyag terheléseket.
- A feltáró/felügyeleti monitoring arra is szolgál, hogy **információt biztosítson a sokévi természetes változásokról** és az emberi tevékenységek okozta sokévi változásokról is. A természetes változásokra vonatkozó információ akkor bír jelentőséggel, ha ezek a változások minden valószínűség szerint befolyásolják a referencia állapotot.
- Ami a területileg elterjedt emberi tevékenységek következtében bekövetkező hatásokat illeti, a monitoringra fontos szerep hárul (hatások azonosítása illetve azok igazolása), pl. a szennyezőanyagok nagyobb távolságról történő légköri terjedésének és kiülepedésének bizonyítása. Ha ez történetesen a víztestek állapot-romlásához vezetne, akkor az ilyen víztesteket vagy a víztestek csoportjait be kell vonni az operatív monitoring programokba.

4.1.1. Mintavételi helyszínek

A mintavételi helyek listáját a 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet rögzíti. Kémiai monitoring szempontjából érdemes kiemelni a következőket (CIS No. 19.):

- A **mintavételi pontokat** érdemes **nagyobb folyókra helyezni**, valamint alvízgyűjtő területek végpontjaira.
- A biológiai minőségi elemeket támogató általános fizikai-kémiai paraméterek mintavételi pontjainak reprezentatívnak kell lenniük a biológiai elemek szempontjából is (bár elismert, hogy a fizikai jellemzők e tekintetben bizonyos rugalmasságot igényelhetnek). Az **elsőbbségi listás anyagok** és egyéb szennyező anyagok esetében **más mintavételi pontok is kiválaszthatók** (biológiától függetlenül).
- Ahol lehetséges, ajánlott rögzített megfigyelőállomások kijelölése. Az **automatikus mintavevők** lehetővé teszik az (**idő**)**átlagminták** gyűjtését. Ahol lehetséges, fel kell jegyezni a vízállást és a vízhozamot, valamint a pH-t, a vezetőképességet és a hőmérsékletet.
- A **határokon átnyúló vizek** esetében az érintett tagállamok között egyeztetni kell a javasolt víztestről és a feltáró monitoring helyekről.
- A szennyezőanyag-terhelés becsléshez használatos megfigyelőhelyeknek lehetőség szerint **a reprezentatív vízmennyiséget** (vízhozamot) **is vizsgálni kell**, nem elég a víz minőségének vizsgálata.
- A diffúz és széles körben elterjedt szennyezőforrásokhoz kapcsolódó reprezentatív vizsgálatok fontosak a feltáró monitoring során. Ilyen esetekben a monitoring pontot úgy kell kiválasztani, hogy felmérjük a terhelések nagyságát és hatását. Az eredmények megbízhatóságát nagyobb számú víztestből származó bióta vagy üledékminták mérésével lehet növelni.

A **feltáró/felügyeleti monitoring egyik célja a hosszútávú trendek vizsgálata**, így nem jellemző a helyszínek gyakori módosítása. Ugyanakkor fontos a mintavételi helyek felülvizsgálata időről időre, ilyenkor elengedhetetlen a helyi ismeretekkel rendelkező szakemberek észrevételei, javaslatai.

4.1.2. Mintavételi gyakoriság

A feltáró/felügyeleti monitoring általános mintavételi gyakoriságát a – VKI-nak megfelelően - a 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet jogszabályban rögzíti. E szerint

- a feltáró monitoringot legalább egyéves időszakra kell kiterjeszteni;
- **havonta egyszer kell mérni az elsőbbségi anyagokat,** az **egyéb szennyező anyagokat három havonta**, ez megfelelő megbízhatóságot és pontosságot eredményez.
- A szezonálisan változó anyagok esetén javasolt lehet eltérő mintavételi gyakoriság is (erre a VKI és a fent említett rendelet) lehetőséget ad.

Általánosságban elmondható, hogy a mintákat egy év alatt egyenlő időközönként kell venni, például négy hetente, így 13 minta áll rendelkezésre, a hiányzó adatok kompenzálására szokatlan időjárási körülmények (szárazság, árvizek stb.), vagy laboratóriumi problémák miatt.

Eltérő mintavételi gyakoriságra lehet szükség például a hosszú távú változások észleléséhez, terhelések felméréséhez.

- **Peszticidek és egyéb szezonálisan változó anyagok** esetében, amelyek rövid időn belül csúcskoncentrációt mutatnak, ezekben az időszakokban szükség lehet a VKI-ban meghatározottakhoz képest nagyobb mintavételi gyakoriságra. Például a peszticidek koncentrációcsúcsainak kimutatásához a legjobb mintavételi időpont a használatuk időszaka, vagy közvetlenül utána. Továbbá a jó mezőgazdasági gyakorlat betartásának elmulasztása, például a berendezések nem megfelelő tisztítása a téli időszak előtt vagy annak végén is okozhat peszticid-csúcskoncentrációt.
- A fokozott mintavételi gyakoriság további okai közé tartozik **az idegenforgalom szezonális nyomása**, **a szezonális ipari tevékenységek**, például a peszticidek előállítása stb. E mérések eredményeit össze kell hasonlítani a MAC-EQS-sel.
- A szezonálisan változó vegyületek csúcskoncentrációinak kimutatására az **átlagminták vétele** (24 óra és egy hét) egy másik lehetőség lehet.

- A tagállamok határain átvitt szennyezőanyag-terhelés becslése érdekében célszerű a mintavételi gyakoriság növelése. Olyan anyagok esetén, amelyek koncentrációja széles körben változnak, kétheti mintavétel, azaz évente 26 minta is indokolt lehet. Az ilyen esetekben a vízhozam-arányos vagy időarányos mintavétel is előnyös lehet.

- **Bizonyos körülmények között nem kell mintát venni**, vagy csökkenthető a megfigyelési gyakoriság, ha az anyagok koncentrációja jóval alacsonyabb az EQS-nél, csökken vagy stabil, és nincs nyilvánvaló kockázata a növekedésnek.

Az irányelvben említett megfigyelési gyakoriságokat nem lehet teljesíteni olyan folyók/tavak esetében, amelyek évente több hónapig nem tartalmaznak vizet.

4.1.3. Vizsgálandó komponensek

A feltáró/felügyeleti monitoring programok során a vizsgálandó komponensek körét a 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet szabályozza. Általánosságban **minden feltáró/felügyeleti monitoring ponton minden komponenst vizsgálunk**. Ez a feltáró/felügyeleti monitoring egyik fő funkciója, azonban, ahogyan fent említésre került **bizonyos körülmények között nem kell egy adott komponenst az adott helyen vizsgálni** vagy csökkenthető a mintavételi gyakoriság, ha az anyagok koncentrációja jóval alacsonyabb az EQS-nél, csökken vagy stabil, és nincs nyilvánvaló kockázata a növekedésnek.

A VKI szerint a vizsgálandó komponensek köre:

- A monitoringot ki kell terjeszteni **az elsőbbségi listán szereplő** szennyező anyagokra, **amelyek a vízfolyás vízgyűjtőjén** vagy részvízgyűjtőjén **bevezetésre kerülnek**.
- **Egyéb szennyezőanyagok** akkor vonhatók be a monitoringba, ha azok **jelentős mennyiségben kerülnek bevezetésre** a vízgyűjtő- vagy részvízgyűjtő területén.
    - A „jelentős" fogalom nem rendelkezik definícióval, de **jelentősnek azokat a mennyiségeket kell tekinteni, amelyek akadályozzák a VKI egy-egy célkitűzésének elérését**. Jelentősnek minősülnek pl. olyan mennyiségek, amelyek hatással vannak a védett területekre és azok, amelyek a nemzeti határértékek túllépését eredményezik, illetve biológiai vagy ökotoxikológiai hatásokat idéznek elő a víztestekben.
    - **A feltáró monitoringba bevonandó vegyi anyagok kiválasztási folyamatának ellenőrzésére szerkezeti megközelítést kell alkalmazni**. Ez a megközelítés a következő meglévő adatokra támaszkodik: a mintavételekre (számuk és helyük) vonatkozó információ, a szennyezőforrásból (diffúz vagy pontszerű) kiinduló szennyezés terjedési útvonalára vonatkozó ismeretek, valamint a lehetséges ökológiai hatásokra vonatkozó információ. Ezen információ a VKI II. Melléklete szerint végzendő kockázatfelmérés alapadatbázisát alkotja.
    - Ezen túlmenően a **kiválasztást alá kell támasztani az ökológiai állapotra vonatkozó adatokkal**, ha a toxikus hatások kimutathatók voltak, vagy ha megvannak azok ökotoxikológiai bizonyítékai. Ez segítséget nyújt majd az olyan állapotok azonosításához, amelyek összefüggenek a környezetbe bejutott ismeretlen vegyi anyagokkal, de ez már a vizsgálati monitoring alkalmazását igényli.

- A **határon túlra átnyúló vízgyűjtők** esetében a szennyezés olyan forrásokból is származhat, amelyeket a tagállamok esetleg nem tudnak majd beazonosítani. Ilyen szennyezés származhat a VKI hatályán kívül eső országból is. Ebben az esetben az a VKI követelmény – miszerint a monitoring megalapozásához el kell végezni a II. Melléklet szerinti kockázatfelmérést – nem alkalmazható (de a szennyezés kihatásait a meglévő monitoring programok segítségével meg kell határozni).
    - Ennél fogva, a tagállamok úgy dönthetnek, hogy az összes elsőbbségi anyag és egyéb kijelölt anyagok indikatív paramétereit **csak a határközi szennyezési probléma kivizsgálására létrehozott feltáró monitoring-helyeken figyelik meg**.
    - De emellett olyan döntést is hozhatnak, mely értelmében **az összes elsőbbségi és egyéb releváns szennyező anyagra kiterjedő megfigyeléseket** a feltáró monitoring első évében végzik, ami különösen fontos a határt átszelő víztestek, illetve a nagy mobilitással rendelkező szennyező anyagok esetében.

4.1.4. Mintavételi módszerek

Lehetséges mintavételi mátrixok:

- vízfázis (összes és szűrt/oldott),
- lebegőanyag,
- üledék/hordalék (különböző mélység és szemcseméret) és
- bióta (különböző fajok, életkorok).

Mintavevő személy felkészültsége

A mintavételeket a megfelelő mintavételi szabványok szerint kell elvégezni, ezek részletes ismertetésével ez az útmutató nem foglalkozik. Ugyanakkor létfontosságú, hogy a mintavételben részt vevő valamennyi személyzet megfelelően képzett legyen az alkalmazott eljárások tekintetében, és teljes mértékben tisztában legyen a nem megfelelő mintavétel kockázataival és következményeivel. Meg kell érteniük a monitoring program célkitűzéseit, a vett minták további kezelését, és meg kell érteniük a víztest hidro-geokémiai folyamatait. A mintavételhez csatolni kell egy olyan rutinszerű mintavételi jegyzőkönyvet, amely kellően részletes ahhoz, hogy dokumentálhassa a végrehajtott mintavételt, és tartalmazzon megfigyeléseket, amelyek a monitoring eredmények értékeléséhez szükségesek.

Sokszor a mintavevő személy olyan kérdésekkel szembesül a helyszínen, amelyeket ott helyben neki kell eldöntenie, ezért is fontos, hogy a mintavevőnek jól kell ismernie a monitoring célját és a kiértékelés módszerét, eredmények érzékenységét a befolyásolót tényezőkre. Pl. jelentősen befolyásolja a szennyezett partszakasz (sok a szemét a mintavételi hely közelében, alu dobozok, tisztítószeres flakonok, festékes vödör) a mérési eredményeket, ill. ilyen jellegű információkat hogyan lehet feltölteni, hogy az a kiértékelésnél is figyelembe vehető legyen? A példában elsősorban azt kell eldönteni, hogy a szennyezett part ellenére a minta reprezentatív-e a minősítendő víztestre és reprezentatív-e a zavartalan stacioner állapotra. Ennek eldöntésére egyrészről a helyi mintavevő tud válaszolni a körülményeket felmérve, pl. feljebb a víztesten is szemetes a part, akkor ez egy jellemző mintavételi hely; ha nem szennyezett, akkor érdemes a vízmintát még a szennyezés felett megvenni; másrészről az előzetes kiértékelés alapján (lásd később a 2.2.2. fejezetben) kiderül, ha ez egy kiugró értéknek számít, akkor megfontolandó – a szemét eltávolítása után – újra kimenni mintáért. Ha úgy dönt, hogy feljebb megy a vízfolyáson, akkor meddig mehet? Továbbá mindezek a kérdések beépíthetők a minősítés eredményének megbízhatóságába, akkor ha a feltöltött adatról tudjuk, hogy némi (számszerűsített) bizonytalansággal terhelt.

Miért fontos ez? Ha nincs csatolva a konkrét mérési eredményhez a „szemetes part” ténye, akkor a minősítés „rossz” eredményének oka ismeretlen, és a „jó állapot” elérésének érdekében el kell kezdeni keresni az okokat (kibocsátók, illegális szemétlerakás, felsőbb víztestekről érkező szennyezés stb.). Az okok keresése pedig jelentős költségekkel járhat; azonban, ha tudjuk, hogy szemetes volt a part és általánosságban ezen a helyen ez nem jellemző, akkor ezen mérési eredmény kihagyható a minősítésből, hiszen nem a stacioner állapotra jellemző.

Idézet a CIS 19-es útmutató 5. fejezetéből (nem hivatalos fordítás):

Vízfázis mintavétel

A vízfázis mintavételi eljárások általában magukban foglalják a fizikai és kémiai paraméterek helyszíni mérését is – például a vízáramlást, a hőmérsékletet, a vezetőképességet (sótartalom), az oldott oxigént, a pH-t, az átlátszóságot és a fluoreszcenciát. Ha a helyszíni mérések eredményei befolyásolhatják a mintavételt (pl. a mintavételi mélység kiválasztását), a mintavételi utasításoknak tartalmaznia kell a pontos iránymutatásokat a döntések meghozatalára vonatkozóan. A rétegzett víztestekben a fitoplankton sűrűsége és a kapcsolódó kémiai paraméterek drasztikusan változhatnak függőlegesen. Ezt a mintavételi stratégiának és az utasításoknak tükröznie kell.

Az alkalmas mintavevő berendezést az adott monitoring programnak megfelelően kell kiválasztani, a víztest típusa és a mintavételi követelmények (pl. méret és sértetlenség) alapján. A minta nem szennyeződhet sem a mintavevő eszköz anyaga által (adszorpció és/vagy vegyületek felszabadulása), sem előző felhasználásból, mintavételből (memóriahatások).

A mintatartó edények, a szállítás és a tárolás nem okozhatják a minta szennyeződését vagy a minta releváns kémiai tulajdonságainak megváltozását. Bizonyos óvintézkedéseket kell tenni a vizsgálandó szennyezőanyagok jellegétől függően, hogy elkerüljük a minta szennyeződését.

- Műanyag eszközöket – kivéve politetrafluor-etilén (PTFE) – nem szabad a hidrofób szerves szennyeződések (pl. PCB-k, PAH-k) elemzéséhez használni. A szerves szennyező anyagok elemzéséhez vett mintákat üveg, PTFE vagy rozsdamentes acél mintatartó edényekben kell tárolni.
- A fémek elemzéséhez gyűjtött mintákat zárt műanyag vagy üveg mintatartó edényekben lehet tárolni.
- A higany esetében a mintákat savval mosott boroszilikát üvegben vagy kvarc mintatartó edényekben kell tárolni, mivel a higany a műanyag tartályok falain keresztül mozoghat.
- A szerves ón vegyületek esetében a mintákat előnyösen üvegedényekben tárolni, de más anyagok, például polikarbonát vagy alumínium mintatartó edények is alkalmasak.

A mintatartó edények típusát mindig az analitikai elemzéseket végző laboratóriummal folytatott konzultációt követően kell kiválasztani, vagy a laboratóriumnak kell biztosítania a mintatartó edényeket. A meghatározandó paramétertől függően szükség lehet a mintatartó edények specifikus kondicionálására és/vagy tisztítására.

A minták tartósítása sok esetben szükséges ahhoz, hogy elkerüljük az anyagok veszteségét vagy átalakulását a redox-folyamatok, a szerves anyagok lebomlása és a fémek mint gáz- vagy illékony alkotórészek hidroxidjaként történő kicsapódása vagy elfolyása következtében.

Ha a mintákat 24 órán belül elemezzük, és sötétben, 1-5 ° C-on tárolják, a minta összetétele, és így a kémiai vizsgálatok eredményei nem változnak jelentősen. Példák a kivételekre az alacsony koncentrációjú tápanyagok. A minták -20°C alatti hőmérsékleten hosszabb ideig is tárolhatók. A fagyasztás azonban nem megfelelő az illékony komponensekhez. Szükséges a szuszpendált anyagok, algák és más mikroorganizmusok eltávolítása a fagyasztás előtti szűréssel, hogy elkerülhető legyen az anyagok oldott koncentrációjának változása, például a sejtek szétesése miatt. Ezenkívül figyelembe kell venni a kalcium-karbonát kicsapódásának kockázatát alacsony hőmérsékleten és más folyamatokat, mint például a csapadék és a kolloid koaguláció.

A kémiai elemzéseket végző laboratóriumnak meg kell állapodnia a minták megőrzésének és tárolásának eljárásairól.

A mintavételi jelentésnek tartalmaznia kell a kulcsfontosságú paramétereket, például a dátumot, az időt, a helyet és a térképi referenciákat, a mélységet, a tartósítási módszert és az egyedi azonosítót, valamint a monitoring eredmények jelentésében való részvétel céljából végzett minden megfigyelést.

Lebegőanyag mintavétel

Erősen hidrofób szerves anyagok analízise a lebagőanyagból megfelelő helyettesítő lehet a teljes vízelemzéshez képest. A lebegőanyag vízből való elválasztása történhet megfelelő szűréssel (kis mennyiségű lebegőanyag összegyűjtésére korlátozható), centrifugálva akár a területen, akár a laboratóriumban, vagy ülepítéssel. Általában 0,45 µm-es mélységű üvegszál szűrőn keresztül szűrjük a mintát. A centrifugálással, szűréssel vagy üledékcsapdákkal összegyűjtött lebegőanyag minősége és mennyisége különbözik egymástól. Ezeknek a technikáknak egyike sem teszi lehetővé a szuszpendált részecskék összmennyiségének összegyűjtését. Ezért a lebagőanyag analízis során történő alkalmazásakor a mintavételi technikát fel kell tüntetni.

A CIS 19-es útmutató főként a folyami mintavételre összpontosít, de az elveket a víztest más kategóriáihoz is igazítani lehet. A következő tényezők elengedhetetlenek a mintavételi módszer meghatározásakor:

- Vízszintes és függőleges változások a lebegőanyag minőségében és mennyiségében.
- A lebegőanyag idő- és térbeli változása, figyelembe véve különösen a szezonális változásokat, az alapáramlást és a viharos áramlási körülményeket.
- A minta mennyisége, amely ahhoz szükséges, hogy minimálisra csökkentsék a víztestben az inhomogenitások által okozott hatásokat, és hogy megfeleljenek az analitikai követelményeknek.

A mintavételi jelentésnek tartalmaznia kell a leíró megjegyzéseket is, amely lehetővé teszi a mintavevő számára, hogy rögzítse a helyszíni eljárást, a víz megjelenését stb.

A lebegőanyag mintavételi edények és mintatárolók tekintetében lásd az 5.4. szakaszt.

Üledék/hordalék mintavétel

Általános elvként a mintavételi eljárás nem változtathatja meg az üledék/hordalék tulajdonságait (például szennyeződéssel vagy a minta zavarásával). A mintavételi eszközök széles skálája áll rendelkezésre. A mintavevő eszköz kiválasztását a mintavétel helyének helyi körülményeitől, például a vízmélységtől és az üledék/hordalék típusától függően kell elvégezni. Javasoljuk a felszíni üledék/hordalék mintavételét anélkül, hogy az üledék-/hordalékszerkezetet zavarják, pl. magmintavevővel. Ha a markolós üledék-/hordalék-mintavevőhasználják, minden óvintézkedést meg kell tenni annak érdekében, hogy korlátozzák a szennyeződést. A retrospektív időbeli trendvizsgálatok szükségszerűen magukban foglalják a minták gyűjtését egy magmintavevővel vagy nagy átmérőjű gravitációs magmintavevővel, vagy azzal egyenértékű eszköz segítségével. Alternatív megoldásként a sekély vagy árapály-vizek esetében a kézi mintavétel is megfelelő lehet.

Amint azt fentebb említettük, a bevált gyakorlat a mintavételi jelentés elkészítése, amely tartalmazhatja az összegyűjtött minták, beleértve a színt, a homogenitást (a rétegződés jelenlétét vagy hiányát), az állatok jelenlétét vagy hiányát, egyidejű leírását (bioturbáció jelzése), felszíni szerkezetek, szag és látható szennyeződés (pl. olajfény) leírását.

Az üledékek/hordalékok almintavételét a mintavétel után azonnal el kell végezni. Bizonyos óvintézkedéseket kell tenni a vizsgált szennyeződések jellegétől függően, hogy elkerüljük a minta szennyeződését. A szerves szennyező anyagok elemzéséhez vett mintákat üvegben, politrafluoretilénben (PTFE) vagy rozsdamentes acél tartályokban kell tárolni. A fémek elemzéséhez gyűjtött üledékeket/hordalékokat zárt műanyag vagy üvegedényekben tárolhatjuk. A higany esetében a mintákat savval mosott boroszilikát üveg vagy kvarc tartályokban kell tárolni, mivel a higany a műanyag tartályok falain mozoghat. A szerves ónok esetében a minták tárolását borostyánsárga üvegpalackokban, de más anyagok, például polikarbonát vagy alumínium tartályai is alkalmasak. Ha a megfigyelési program a finom üledék/hordalék frakció elemzését igényli, a mintát megfelelő szitálási technikákkal kell elválasztani.

A mintavétel után 48 órán belül elemezni kívánt mintákat (rövid ideig tartó tárolás) sötétben 1-5°C-on kell tárolni. Hosszú távú tároláshoz a mintákat fagyasztva, -20°C-on vagy alacsonyabb hőmérsékleten kell tárolni, vagy szárítani. A fagyasztás előnyös alternatívája az alacsony hőmérsékleten (például <10°C-on) végzett fagyasztva szárított minta, ha biztosítható, hogy az analátok jelentős mértékben ne párologjanak el.

Bióta mintavétel

A halak, kagylók és tengeri madarak tojásait gyakran használják a vízi környezetben lévő szennyező anyagok ellenőrzésére.

A bióta minták természetes variabilitását a megfelelő mintavételezéssel kell csökkenteni, szem előtt tartva, hogy a kor, a méret, a nem és a szexuális érettségi státusz kritériumok a mintában szereplő bióta egy adott osztályában homogének. Az élővilág mintavételét csak akkor kell elvégezni, ha a halak és a kagylók stabil fiziológiai állapotban vannak, és a szokásos ívási időszakon kívül vannak.

A halakat olyan területekről kell gyűjteni, amelyekre viszonylag alacsony a természetes változékonyság. A kagylót lehetőleg az árapály alatti területekről kell gyűjteni, vagy a lehető legközelebb ugyanolyan mélységhez és expozícióhoz (azaz fény- és hullámhatás szempontjából), hogy csökkenthető legyen a szennyezőanyag-felvétel változékonysága.

A halakat lehet kutatóhajókról vagy kereskedelmi hajókról venni. Mindkét esetben számos óvintézkedést kell tenni a szennyeződés csökkentése érdekében. Tiszta konténereknek kell lenniük a fedélzeten, amiben a mintákat átmenetileg tartják a laboratóriumába vitel előtt. A személyzetnek tiszta kesztyűket kell viselnie, amikor kagylót gyűjtenek kézzel, és amikor a halat a hálóból kiveszik. Adott esetben a bióta mintákat vízzel le kell öblíteni a felszínhez tapadó anyagok eltávolítása érdekében.

A minták fagyasztása során roncsolódnak a lágy szöveteket. Ezért az egyes szövetek almintáit az elemzéshez azonnal szét kell választani a halak kifogása után, és azonnal le kell fagyasztani. A kagylót meg kell tisztítani a tartósítás és elemzés előtt. A szétválasztást tiszta körülmények között, tiszta padlón kell elvégezni szakképzett személyzetnek, tiszta kesztyűt viselve és tiszta foltmentes acél kések használatával. Kerámiából vagy titánból készült pengék használata ajánlott a Cr és Ni szennyeződés kockázatának csökkentése érdekében. A lágyszövetmintákat azonnal meg kell vizsgálni vagy - 20°C alatti hőmérsékleten kell tárolni.

A szerves szennyeződések elemzéséhez felhasználandó biológiai mintákat fagyasztva kell tárolni, például előre tisztított alumínium fóliába csomagolni, majd megfelelő üvegből, rozsdamentes acélból vagy alumíniumból készült mintatárolóba kell tenni. A PTFE kivételével műanyagot nem szabad használni. Fémanalízishez a bióta mintákat külön-külön kell csomagolni megfelelő anyagban (pl. polietilén vagy PTFE) és fagyasztani. Az almintákat (pl. máj) megfelelő savtartalmú tartályokban, előnyösen üvegben kell tárolni, és azonnal le kell fagyasztani vagy fagyasztva szárítani.

Ks: BLM és egyéb modellezés végrehajtása a veszélyes anyagok és vízgyűjtő-specifikus szennyezők egyedi környezetminőségi határértékeinek megállapításához, a határértékek megadása vízfázisra, biótára és üledékre

4.1.5. Laboratóriumi elemzés

A VKI 8. cikkének (3) bekezdése előírja, hogy „a víz állapotának elemzésére és ellenőrzésére szolgáló műszaki előírásokat és szabványosított módszereket a 21. cikkben megállapított eljárásnak megfelelően kell meghatározni". Ezen túlmenően a VKI V.1.3.6. pontja kimondja, hogy a fizikai-kémiai paraméterek minőségi elemeinek ellenőrzésére vonatkozó előírásoknak „minden vonatkozó CEN/ISO szabványnak vagy más olyan nemzeti vagy nemzetközi szabványnak kell megfelelniük, amely biztosítja az adatszolgáltatást, tudományos minőséget és összehasonlíthatóságot".
A 2009/90/EK irányelv szerint a laboratóriumok maguk választhatják ki az analitikai módszert úgy, hogy azok megfeleljenek a minimális teljesítmény-kritériumainak.

A tagállamoknak a megfelelő módszerek kiválasztásában való segítése érdekében a CIS N°19 2. mellékletében meghatározzák a vízben és adott esetben üledékben vagy élővilágban végzett elemzéshez rendelkezésre álló EN vagy ISO szabványosítási módszereket, ideértve a mintavételre, a sztenderdekre és az előkezelésre vonatkozó információkat, a teljesítmény jellemzőket és az elv rövid leírását is; szükség esetén más analitikai módszereket és megfelelő referenciákat említenek.

A szabványosított analitikai módszerekkel kapcsolatosban az alábbi linkek hasznosak lehetnek:

http://www.cenorm.be/catweb/cwen.htm	Európai szabványok online katalógusa
http://www.iso.org/iso/en/CatalogueListPage	ISO szabványok
http://standards.mackido.com/	Ez a nemzetközi szabványok, azok nómenklatúrája és referenciaadatai átfogó katalógusa. ISO szabványok, EN szabványok, brit szabványok, IEC szabványok
http://standardmethods.org/	Az Amerikai Közegészségügyi Egyesület (American Public Health Association; APHA), az Amerikai Vízmű Szövetség (American Water Works Association; AWWA), és a Vízi Környezetvédelmi Szövetség (Water Environment Federation; WEF) standard módszereinek közös gyűjteménye.
http://www.nemi.gov	Az Nemzeti Környezetvédelmi Módszerek Jegyzéke (National Environmental Methods Index; NEMI) szereplő összes módszer felsorolása.
http://www.epa.gov/epahome/standards.html	EPA módszerek és iránymutatások

Vízminta vizsgálata

A 2008/105/EK (és 2013/39/EU) irányelvben az EQS-t a teljes vízminta teljes koncentrációjában fejezik ki, a kadmium, az ólom, a higany és a nikkel kivételével. A fémekre vonatkozó EQS az oldott koncentrációra vonatkozik, amelyet a vízminta 0,45 µm-es szűrőn történő szűrésével kapott folyékony (oldott) frakciójában mérünk.

A teljes vízminta mérési adatokat a teljes vízminta elemzésével, vagy a vízfázis és az SPM (suspended particular matter, lebegőanyag) frakciók külön elemzésével lehet előállítani.

Sajnos a legtöbb rendelkezésre álló analitikai módszert nem validálták a jelentős mennyiségű SPM-et tartalmazó vízminták esetében. Ez az SPM-hez adszorbeált hidrofób szerves szennyeződések hiányos extrahálását eredményezheti, és így a teljes vízkoncentráció alábecsülését.

A vízminta SPM-tartalma nem jelent problémát a poláris és a nagyon vízoldható vegyületek, például néhány peszticid (pl. Alachlór, atrazin, simazin, diuron, izoproturon) és illékony vegyületek (benzol, diklór-metán, 1,2 -diklór-metán, triklór-etán, tetraklór-etilén, triklór-etén, tetraklór-metán, triklór-benzol, naftalin) esetén. Ezeket a vegyületeket a teljes vízmintából vagy a szűrt mintából elemezhetjük.

A hidrofób vegyületek esetében, amelyek erősen adszorbeálódnak a részecskékre, beleértve például a pentabróm-difenil-étert vagy az 5 és a 6 gyűrűs policiklusos aromás szénhidrogéneket, különös figyelmet kell fordítani a részecskéhez kötött frakció teljes extrahálására. Ilyenkor az SPM és a folyadék külön elemzése jó megoldás lehet. Esetenként indokolt lehet – pl. a várható szennyezőanyag-megoszlás megfontolásával – az SPM-frakció elemzése a teljes vízminta helyett. A rendkívül alacsony SPM-tartalmú víztestekben (pl. <3 mg/l) azonban az előbb említett szennyezőknek az oldott frakcióját meg kell határozni.

A minta SPM-tartalmától és szerves szén tartalmától függően a közepes poláris vegyületek különböző mennyiségben adszorbeálódhatnak az SPM-hez. Ilyen esetekben mindkét frakciót (oldott és adszorbens-koncentráció) figyelembe kell venni.

Az oldott fémkoncentrációk meghatározásához a vízmintákat 0,45 µm pórusméretű membránszűrőn kell szűrni. Amennyiben lehetséges, ezt a szűrést a terepen kell elvégezni, hogy megakadályozzuk az adszorpciós folyamatok következtében bekövetkező változásokat a szállítás és az azt követő tárolás során. Továbbá a szűrőket előzetesen át kell mosni a mintákkal, mielőtt a szűrletet összegyűjtjük a fémelemzéshez. Ha lehetséges, a szűrletet salétromsavval meg kell savanyítani annak érdekében, hogy a pH-érték 2-nél kisebb legyen.

A biológiailag hozzáférhető fémkoncentrációk különböző paraméterektől függenek, beleértve a pH, a kalcium és a magnézium koncentrációkat, valamint az oldott szerves szén koncentrációját. Ezért ezeknek a paramétereknek a fémekkel párhuzamos mérése adott esetben segíthet az eredmények értelmezésében. A kadmium esetén a keménység mérése kötelező, mivel az EQS értékeket öt keménységosztályra vonatkozóan állapították meg.

Üledék/hordalék és SPM vizsgálata

Általában az üledék/hordalékok <2 mm-es frakcióját kell vizsgálni a szerves szennyezők elemzéséhez, míg a <63 µm-es frakciót kell vizsgálni a fémek esetében. Ha a megfigyelés speciális célja a finom üledék frakció elemzése, a mintát megfelelő szitálási technikákkal kell frakcionálni.

A szennyezőanyag felhalmozódásának mértéke függ az üledék/hordalék és az SPM jellemzőitől (szemcseméret, összetétel és felületi tulajdonságok). Lényeges, hogy a hasonló tulajdonságokkal rendelkező üledékek/hordalékok és SPM vizsgálatok analitikai eredményeit hasonlítsuk össze, vagy a normalizált eredményeket hasonlítsuk össze a szennyeződés mértékének értékeléséhez. Ezért tanácsos a részecskeméret-vizsgálat, a szerves szén tartalom mérése vagy más közös normalizálási paraméterek, például Li és Al mérése. (Lásd még ezzel kapcsolatban a „JAMP Guideline for Monitoring Contaminants in Sediments” mellékletét.

Bióta vizsgálata

A legtöbb szerves szennyező anyag felhalmozódik a vizsgált fajok lipidszövetében. Ezért a koncentrációkat lipid tömeg alapján kell megadni, valamint az analitikai eredményekkel együtt a minta tömegét vagy a minta lipidtartalmát kell megadni. Fontos megállapítani, hogy meghatározták-e az összes lipidet vagy extrahálható lipidet, és meg kell határozni a lipid meghatározás módját. Az, hogy a normalizálást el kell-e végezni, a monitorozás céljához kell igazítani.

A bióta vizsálatokról külön CIS útmutató van.

Paramétercsoportok és az indikátor paraméterek meghatározása

Néhány vegyi anyagot csak általános kifejezések írnak le. Ezek a generikus anyagok véges számú izomer formából állhatnak –, ahol a különböző egyedi izomerek potenciális száma 2 (például endoszulfán) vagy akár több mint 200 (például polibrómozott difeniléter) lehet–, amelyek közül csak kevesen relevánsak környezeti szempontból. Gyakran nehéz vagy lehetetlen az összes izomert elemezni. Ezért az egész csoportra jellemző indikátor paraméterek vizsgálata általános gyakorlat.

6.12 2. táblázat: A csoportparaméterek és az indikátoranyagok összetevői

Elsőbbségi listás anyag	Javasolt mérendő komponens	Megjegyzés
klórpirifosz	etilklórpirifosz	
endoszulfán	α-endoszulfán és ß-endoszulfán	EQS a koncentrációjuk összegére vonatkozik. Összegük alapján kell minősíteni, azt kell jelenteni.
Pentabrómozott difeniléter	28., 47., 99., 100., 153. és 154. számú BDE rokonvegyületek	A penta–BDE kb. 85%-a ezen rokonvegyületek formájában mérhető. EQS a koncentrációjuk összegére vonatkozik. Összegük alapján kell minősíteni, azt kell jelenteni.
Hexaklór-ciklohexán	α, β, γ, és δ-izomerek	EQS a koncentrációjuk összegére vonatkozik. Összegük alapján kell minősíteni, azt kell jelenteni. A 608-73-1 CAS-szám a technikai HCH-ra utal, így minden releváns izomert meg kell vizsgálni.
Klóralkánok C10-13	Valamennyi C10-C13 klórozott paraffin (49% - 70% klór)	Minden izomer összege jelentendő. A mérést általában keverékkel végezzük.
Nonilfenol	Minden 4-nonylphenol izomer	Az összes para-nonilfenol összegét kell lejelenteni, EQS az összegre vonatkozik. A technikai nonilfenol főleg (kb. 90%-ban) para-szubsztituált nonilfenolokat és elméletileg 211 izomert tartalmaz; csak a 4-nonilfenolok bírnak toxikológiai jelentőséggel.
Oktilfenol	para-tert-oktilfenol	Az Oktilfenol (CAS 140-66-9) egyetlen izomer vegyület: 4-[1,1′,3,3′-tetrametil- butil]fenol (para-tert-oktilfenol)
PAH	Benzo[b]fluorantén / Benzo[k]fluorantén	EQS a koncentrációjuk összegére vonatkozik. Összegük alapján kell minősíteni, azt kell jelenteni. A

		benzo[j]fluorantén befolyásolja a benzo[b]fluorantén és a benzo[k]fluorantén meghatározását.
Triklór-benzolok (minden izomer)	1,2,3-, 1,2,4- és 1,3,5-triklórbenzol	EQS a koncentrációjuk összegére vonatkozik. Összegük alapján kell minősíteni, azt kell jelenteni.
DDT total	p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD	EQS a koncentrációjuk összegére vonatkozik. Összegük alapján kell minősíteni, azt kell jelenteni.

Bár lehetséges egy csoportparaméter értékének kiszámítása az egyes komponensekből, ennek az értéknek az EQS-megfelelés tekintetében történő értelmezése számos gyakorlati nehézséget okozhat az adatok előállításkor és értelmezéskor. A nehézségek közé tartozik a csoportparaméterhez kapcsolódó bizonytalanság meghatározása is.

- Ha a csoportparaméter két olyan anyagból áll, amelyek egyenlő koncentrációban vannak jelen, és az egyes anyagok standard bizonytalansága 10%, akkor a koncentrációik összegének standard bizonytalansága 14%.
- Másrészről, ha az egyik koncentráció nagymértékben dominál a másik felett, az összeg standard bizonytalansága közel 10%.
- Ha hasonló példában a csoportnak 6 összetevője van, a standard bizonytalanság 25% és 10% között változhat attól függően, hogy a koncentrációk hasonlóak-e, vagy az egyik sokkal nagyobb, mint a többi.

A bizonytalanságnak a csoportot alkotó összetevők számától és azok koncentrációitól való függése megköveteli, hogy a csoportparaméterek és azok összetevőinek mérési bizonytalanságára vonatkozó követelmények figyelembe legyenek véve.