



Oktatási segédanyag a BME Építőmérnöki Kar Víz- és vízi környezetmérnöki Mesterképzés szak

BMEEOVKMJT3

Környezeti monitoring

(Felszíni és felszín alatti víz mennyiségi és minőségi monitoring)

tantárgyához



Összeállították:

Dr. Clement Adrienne egyetemi docens

Dr. Szilágyi Ferenc egyetemi docens

BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék

www.vkkt.bme.hu



**Budapest
2011**

Bevezetés

A tárgy célja a környezeti monitoring rendszerek szerkezetének, működésének, követelményrendszerének elsajátítása, működésük jogi és gazdasági környezetének bemutatása. Az elvi alapok bemutatása mellett a Víz- és vízi környezetmérnöki építőmérnöki szakirány keretében elsősorban a vízi környezet állapotának megismerését szolgáló monitoring rendszereket ismertetjük részletesen. A monitorozás célja szerint a tantárgy foglalkozik a környezeti állapot felmérésével, az emberi tevékenység hatásainak nyomon követésével, továbbá a környezetvédelmi beavatkozások hatáselemzéséhez szükséges monitorozással.

Az elméleti anyag gyakorlati feladatokkal is kiegészül, mely magában foglalja a mérőhálózatok tervezését és mérési adatsorok feldolgozását, elemzését egy-egy kiválasztott mintaterületre vonatkozóan.

Az óravázlatok követik az előadások tematikáját, 14 hetes bontásban.

1. Monitoring rendszerek elemei, felépítése, monitoring rendszerek tervezési szempontjainak általános bemutatása
2. A Víz Keretirányelv szerinti monitoring célja, elvei, elemei. A VKI-hoz kapcsolódó minősítő rendszerek.
3. Mintavételi hiba, a hiányos mérésből származó információ veszteség statisztikai meghatározása, adatok és a minősítés megbízhatósága
4. Mintavételi gyakoriság tervezése, anyagáramok meghatározásának hibája és a becslés pontosításának lehetőségei
5. Mintavételezés és helyszíni mérések, vízkémiai elemzéshez szükséges vízminták terepi előkészítése, vízkémiai analitikai módszerek
6. Hidrobiológiai vizsgálatok célja, mintavételezés és mérések különböző élőlénycsoportok esetében
7. Távérzékelési módszerek használata a környezeti állapot értékelésben, a mérési módszerek elveinek ismertetése és vízi-környezeti alkalmazások bemutatása
8. Hazai felszíni vízminőségi monitoring rendszer bemutatása (1968-tól a VKI bevezetéséig)
9. Hazai vízrajzi monitoring rendszer bemutatása
10. Hazai felszín alatti víz mennyiségi és minőségi monitoring rendszer bemutatása
11. Talajvédelmi monitoring rendszerek bemutatása, kármentesítési monitoring
12. Adatbázis kezelés, az információs rendszerek adatrendszerének felépítése, nagyszámú adat kezelésére alkalmas eszközök. Hazai és európai vízminőségi és emissziós monitoring adatbázisok
13. Adatfeldolgozás, idősor elemzés és az adatok térinformatikai interpretációja
14. Monitoring rendszer tervezése (mennyiség, minőség) egy vízgyűjtő példáján keresztül bemutatva

1. előadás

Monitoring rendszerek elemei, felépítése, monitoring rendszerek tervezési szempontjainak általános bemutatása

Környezetünk a minket körülvevő élettelen (abiotikus) természeti elemekből és az élő (biotikus) szervezetekből áll, melynek térbeli kiterjedése az élővilág életterével, a bioszférával azonos. A környezeti rendszerek működésének megértéséhez, beavatkozások hatásainak megfigyeléséhez mérésekre van szükség.

A környezeti monitoring olyan **célra orientált**, szervezett mérési és kiértékelési tevékenység, amelynek segítségével a vizsgálandó környezeti elem **állapotát**, annak **változását** és ezeknek az ismeretében az állapot romlását előidéző **okokat** figyelemmel tudjuk kísérni, illetve meg tudjuk határozni. A monitoring több mint szimpla adatgyűjtés. Ahhoz, hogy a meghatározott céllal végzett mérések eredményeit később értékelni is tudjuk, megfelelően összehangolt tevékenységre van szükség, mely nem csak a mérési program megvalósítására, hanem az adatok rendszerezett tárolására és ellenőrzésére is kiterjed. Így lesz a mérési adatokból információ.

A környezeti monitoring rendszerek az alábbi elemekből épülnek fel:

- Mérőhálózat;
- Adatgyűjtés, mintavételi protokoll;
- Mérőműszerek, eszközök (helyszíni és laboratóriumi mérésekhez);
- Laboratóriumi vizsgálatok;
- A mérési adatok fogadására, kezelésére, megjelenítésére alkalmas informatikai rendszer;
- Adatok kiértékelése (statisztikák, elemzések), adatok hasznosítása elemzésekhez, modellezésben, stb;
- Információ publikálása, közzététele (nyilvánosság).

A monitoring program kialakítása során a megfigyelőrendszer összes elemét meg kell tervezni, melynek során elsődleges a mérés céljának tisztázása. Gyakran esünk abba a hibába, hogy a mérések kellő átgondolás híján céltalan adatgyűjtésé válnak, ami jelentős pénzkidobáshoz is vezethet.

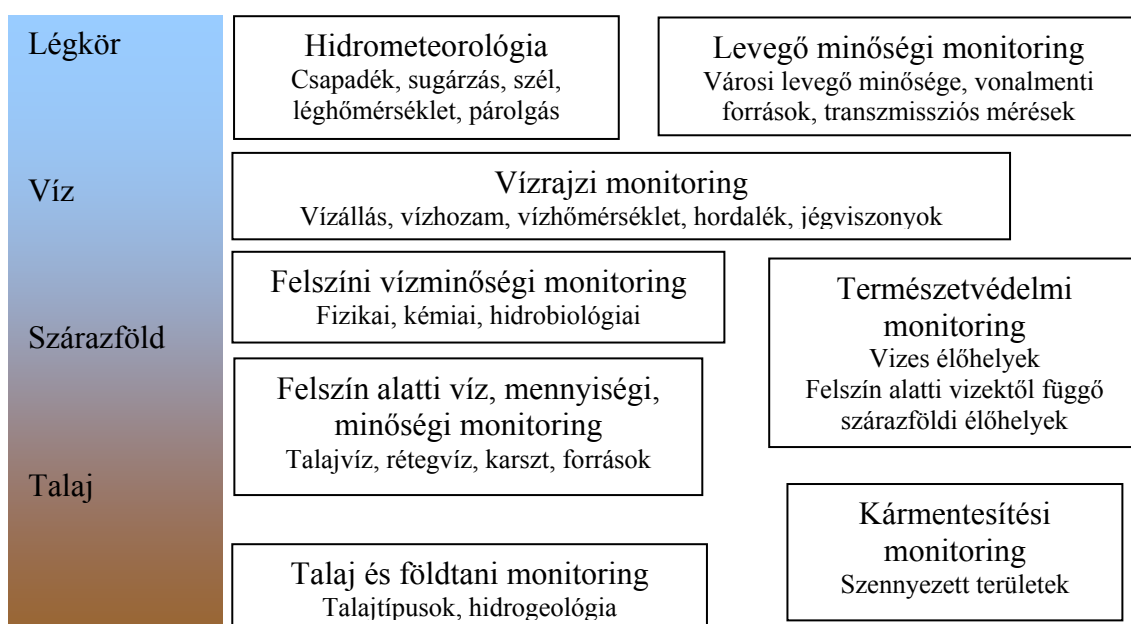
A vízi-környezet esetében a megfigyeléseket leggyakrabban az alábbiak érdekében végzik:

- A vízminőség és a vízkészletek térbeli és időbeli változásának megfigyelése, trendek detektálása;
- Az állapot változást kiváltó okok feltárása;
- Beavatkozások hatásainak elemzése;
- A vizek minősítése (készletek és vízminőség – vízigények, vízhasználatok), osztályozás;
- Statisztikai jellemzők származtatása (átlag, szélső értékek, tartósság, kritikus koncentrációk);
- Határértékek megsértésének ellenőrzése (túllépések esetén szankcionálás – hatósági feladat);
- Havária események nyomon követése ("early warning" – korai riasztó rendszerek).

A monitoring rendszerek – a mérés céljától függően – különböző léptékűek lehetnek, a helyi (lokális) mérőrendszerektől az országos vagy nemzetközi hálózatokig bezárólag. Minél nagyobb a vizsgált terület, melyről adatot gyűjtünk, általában annál nagyobb hangsúlyt kap a

megfigyelő rendszer kialakítása során a mérések összehangolásának igénye. A különböző helyen és időben végzett méréseknek ugyanis egymással kompatibilisnek kell lenniük, ennek hiányában az eredmények nem lesznek egymással és a különböző értékelő rendszerekkel összevethetők (pl. állapotértékelés, minősítés céljából végzett mérések). A környezeti elemek általános állapotának, a természeti folyamatok és a különböző antropogén hatások okozta változásoknak a folyamatos nyomon követésére országos mérőhálózatokat hoznak létre. Általában ezek a monitoring rendszerek szolgáltatnak információt a nemzeteket tömörítő szervezetek által egységesített adatgyűjtésekhez, például az Európai Unió egyes irányelveiben előírt mérési kötelezettség teljesítéséhez (csak néhányat kiragadva a vízi-környezeti vonatkozásúak közül, a „Fürdővíz irányelv” a természetes fürdőhelyek vízminőségének rendszeres ellenőrzését írja elő, az IPPC irányelv a nagy szennyezőanyag kibocsátókat kötelezi adatszolgáltatásra, a „Városi szennyvíz irányelv” szerint a szennyvíztisztító telepek terhelését kell meghatározott protokoll szerint vizsgálni, a Víz-Keretirányelv pedig a felszíni és felszín alatti vizek állapotának értékeléséhez ír elő monitorozást).

Magyarországon a vizek monitoring tevékenysége több évtizedes, sőt évszázados múltra tekint vissza. Az országos, vagy nemzetközi mérőhálózatok általában nem helyspecifikusak. A mérések célja elsősorban az állapot rögzítés és a változások nyomon követése, illetve különböző előírások teljesülésének ellenőrzése (pl. szennyvíz kibocsátás, határérték szerinti megfelelés). A kistérségi, vagy regionális monitoring rendszereket természeti vagy társadalmi jelentőségük miatt különös figyelmet igénylő területeken (például természetvédelmi oltalom alatt álló élőhelyek) működtetik. Ilyen például a Kis-Balaton vízvédelmi rendszer működését ellenőrző monitoring rendszer, vagy a szigetközi monitoring. Ezek a rendszerek beépülhetnek a nagyobb léptékű hálózatokba, vagy attól teljesen függetlenül működnek. A Balaton, mint kiemelt jelentőségű állóvíz rendszeres vízminőségi vizsgálatait az országos vízminőségi monitoring program keretében is végzik, azonban a Balatonra és befolyó vízfolyásaira kiterjedő monitoring program az országos hálózatnál sűrűbb. Többi nagy tavunkon, például a Fertő tavon is folynak rendszeres mérések. Az 1.1 ábra a környezeti elemek megfigyelésére létsült monitoring rendszereket mutatja be. Az országos szintű méréseket általában a minisztériumok alá tartozó állami szervezetek, szakigazgatási hivatalok, illetve országos intézmények végzik, meghatározott protokoll szerint.



1.1 ábra: Környezeti monitoring rendszerek különböző környezeti elemenként

Emellett számos létesítmény környezetében (beleértve az új beruházásokat, meglévő vagy esetleg már felszámolt létesítményeket), melyeknek üzemszerű működése, korábbi állapota vagy akár baleseti hatása jelentős, monitoring rendszert kell működtetni. Ide sorolható lényegében az összes környezeti hatásvizsgálat köteles tevékenység és létesítmény (pl. erőművek, utak, lerakók, stb.). Korábbi környezetszennyezések feltárása, potenciális veszélyeztetettség felmérése és a terjedés nyomon követése érdekében működtetik a kármentesítési monitoring programokat. A lokális programok mindig az adott probléma célirányos vizsgálatára irányulnak.

A monitoring rendszerekkel szemben támasztott általános követelmények között már említettük a **kompatibilitást**. További fontos kritérium a **reprezentativitás**. Ez esetek többségében sem a térbeli, sem az időbeli változásokat nem tudjuk folyamatos mérésekkel lekövetni, ehelyett diszkrét észleléseket végzünk. Egy-egy minta, vagy minta sorozat az adott helyre és a vizsgálat idejére jellemző állapotot kell, hogy mutasson. Mivel általában több észlelést végzünk, a méréseknek **reprodukálhatónak** kell lenniük. Ez nem csak a mintavételre, hanem a teljes vizsgálati eljárásra vonatkozik.

A megfigyelt változások időléptéke ugyan különböző, de ettől függetlenül igaz, hogy bármely környezeti elem esetében a méréseket hosszú ideig, évekig, vagy inkább évtizedekig kell végezni. Ezért a monitoring rendszerek további fontos alapkritériuma a **folyamatosság**. A mérési programokat általában hosszú távra tervezzük, melyhez maximálisan figyelembe kell venni a múltbeli észleléseket, ha azok rendelkezésre állnak. Az észlelések megszakítása mindig nagy kockázattal jár, hiszen több évtized munkája veszhet kárba egy-egy meggondolatlan döntéssel. Ugyanakkor az is fontos, hogy a program **flexibilis** legyen, mert a mérési eredmények ismeretében, a mérési módszerek fejlődésével szükség lehet változtatásokra. A rugalmatlanság is gyakori hibája a meglévő rendszereknek, ha egyszer egy mérési programot beindítottak, azon minél kevesebbet akarnak változtatni.

Mindemellett a monitoring rendszerek kialakítása és működtetése esetében is a legfontosabb döntési szempont a rendelkezésre álló pénz. A vezérelv, hogy hogyan lehet az adott cél érdekében rendelkezésre álló erőforrások (anyag, technikai és személyi feltételek) mellett a legtöbb információt nyerni.

A monitoring rendszer tervezésekor – a célok rögzítését követően – az alábbi kérdéseket kell mérlegelni:

1. Mit mérjük, azaz melyek legyenek a vizsgálandó jellemzők (mennyiségi, minőségi paraméterek), amelyeket meg kívánunk határozni?

A környezetet sokféle indikátorral lehet jellemezni. Leggyakrabban fizikai és kémiai paramétereket határozunk meg, melyek az adott környezeti elemből vett minta tulajdonságaira, összetételére adnak információt. A fizikai környezet állapota közvetlenül befolyásolja az adott helyen kialakult élővilágot. Az ökoszisztémák jellemzésére általában indikátor szervezeteket használunk. Ezek olyan élőlények, melyek érzékenyen reagálnak a környezeti tényezők megváltozására, ezért a különböző behatásokat elsősorban emberi hatásokat) jól mutatják. A biológiai monitoring előnye a hagyományos, fizikai-kémiai jellemzők vizsgálatára alapuló monitoringgal szemben kétségtelenül az, hogy az élővilág az adott élőhelyet integráltan jellemzi, hiszen az összes behatásnak (beleértve a múltbeli hatásokat is) ki van téve, míg egy-egy vízminta kémiai elemzése a pillanatnyi állapotot

tükrözi. A biológiai monitoring szerepe – a korábbi, alapvetően fizikai és kémiai monitoring mellett – az utóbbi években felértékelődött (pl. a Víz-Keretirányelvben az ökológiai állapotot jellemző biológiai paraméterek központi szerepet töltenek be a minősítésben).

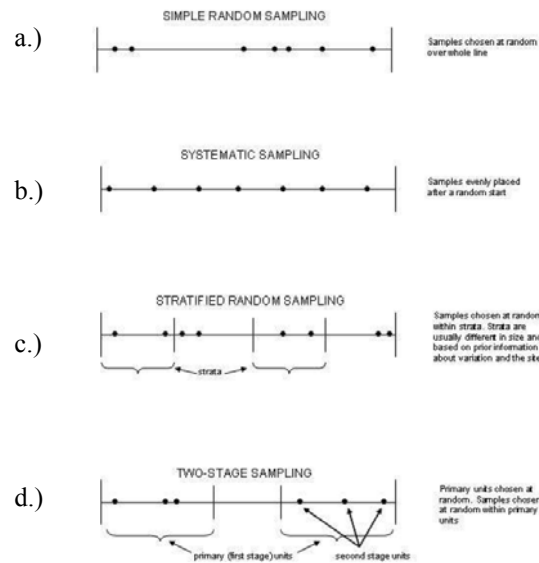
A vizsgálandó jellemzők nagymértékben befolyásolják a mintavétel és feldolgozás módját, ezért már a tervezéskor pontosan tudnunk kell, hogy milyen paramétereket akarunk majd megmérni. A mérések költsége paraméterenként nagyon eltérő, egy-egy komponens meghatározásában akár két nagyságrendnyi árkülönbség is lehet, attól függően, hogy egyszerűen mérhető fizikai – kémiai jellemzőről, vagy pl. egy kimutatási határ közelében lévő mikroszennyezőről van-e szó. Utóbbi kimutatása már drága analitikai műszert és nagy szakmai gyakorlattal rendelkező szakembert igényel. Hasonló a helyzet a biológiai jellemzők mérése esetében is, ahol egy-egy élőlénycsoport vizsgálata külön erre specializálódott szakembert igényel.

A mintavételi program tervezésekor, a költség-hatékonyság növelése érdekében célszerű a mérendő komponenseket úgy megválasztani, hogy azok a vizsgált problémát/állapotot leginkább tükrözzék. A hatékonyság növelhető, ha nem minden helyszínen és nem minden mintából mérjük meg a teljes komponens sort. A költségek csökkentése érdekében érdemes a paraméterek közötti összefüggéseket (korreláció) is vizsgálni, ugyanis előfordul, hogy egy-egy drágán mérhető komponens kiváltható olcsóbb méréssel (például élővizekben a zavarosság és a vezetőképesség telepített szondákkal akár folyamatosan is mérhető, a változások pedig jelzik, hogy mikor van szükség részletes kémiai analízisre).

2. Hol mérjük (hely- illetve szelvénykiosztás)?

A mérőhelyek megtervezésére a monitoring egyik legkritikusabb eleme, ugyanis a fixen kijelölt, pl. automatikus mérésekre telepített állomásokat később nehéz és költséges áthelyezni. A mérőhálózat kialakításánál a legfontosabb alapelv, hogy törekedni kell a reprezentativitásra, vagyis a mintavételi helyeket olyan módon kell megválasztani, hogy azok jellemzőek legyenek a mintázandó elemre. A hálózat sűrűségét a mért paraméter térbeli változékonysága befolyásolja. A pontok kiosztása tervezhető geometriai alapon (vonalas, sík vagy térbeli rácshálók), oly módon, hogy a reprezentativitás statisztikai valószínűsége – adott kiosztható mintaszám mellett – maximális legyen.

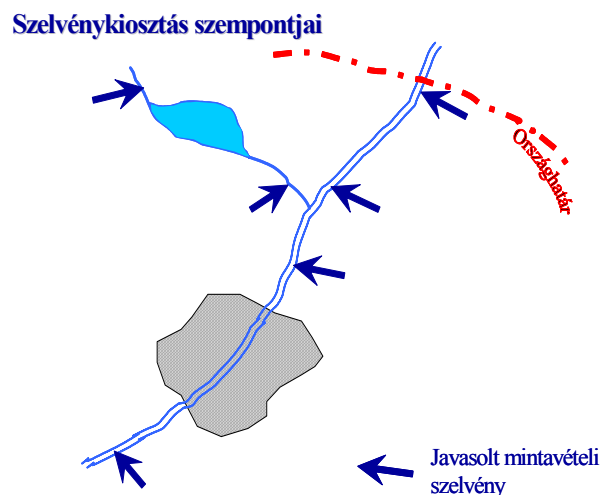
Az 1.2 ábra több ilyen megközelítést mutat be vonal menti elhelyezés esetére: (a) egyszerű, véletlen jellegű pontkiosztás, (b) egyenletes kiosztás, (c) rétegzett, random jellegű kiosztás (a rétegeket előre meghatározzuk, melyek különböző méretűek lehetnek a vizsgálandó hely változékonysága szerint, majd a mintákat a rétegen belül véletlenszerűen osztjuk el), (d) kétszintű pontkiosztás (elsődlegesen véletlenszerűen meghatározott szakaszokon belül azonos számú helyet jelölünk ki).



1.2. ábra: Mintavételi helyek kiosztása lineáris struktúrában

Az elméleti megközelítés mellett azonban számos egyéb, gyakorlati szempontot is figyelembe kell venni.

- Hol vannak ismert változások? Ehhez természetesen ismernünk kell valamelyest a mérendő területet. A változások tényéről és jellegéről a földrajzi adottságok és elsősorban a meglévő emberi hatások alapján tájékozódhatunk (például ismert kibocsátások, szennyezett területek és ezek viszonya az áramláshoz képest). Az 1.3 ábra egy folyórendszer példáján mutatja a mintavétel szempontjából jellemző szelvények elhelyezését.



1.3 ábra: Mintavételi szelvények elhelyezése egy vízgyűjtőn

- A helykiosztásnál gondolni kell arra, hogy lokális, vagy nagyobb léptékű hatásokra vagyunk-e kíváncsiak? A lokális hatások feltárása, melyek egy-egy helyen az állapotot befolyásolják, de a globális viselkedést nem módosítják, célzott monitorozást igényel. Ezért szokás a mintavételi helyeknél úgynevezett „makro” és „mikro” helyszíneket megkülönböztetni. Például folyók esetében egy település alatti szelvény a közvetlen

belterületi hatásokat mutatja, a mellékfolyók becsatlakozásánál illetve a vízgyűjtők kifolyási pontjainál vett minták integráltan jellemzik a terület állapotát.

- Ha nagyobb térséget több ponttal mintázunk, mérőhelyek lehetőleg azonos mennyiségeket (pl. terület, vízhozam növekmény) reprezentáljanak. Ezzel biztosíthatjuk a mérési eredmények egyenszilárdságát.
- Nem az elsődleges, de mégis fontos gyakorlati szempont a mintavételi hely megközelíthetősége, tekintettel a kedvezőtlen időjárási viszonyokra (közúton, esetleg földúton elérhető legyen, szélesebb folyóknál hidak, vagy egyéb műtárgyak közelében). Azonban arra is figyelni kell, hogy a műtárgy közelsége ne zavarja a mintát (például biológiai mintavételt nem szerencsés egy híd pillére, vagy utófenék közelében venni).

A mintavételi helyeket általában a pont x, y koordinátájával (vagy földrajzi hosszúság, szélességi fok megadásával) azonosítjuk. A mintavételt, illetve a helyszíni mérést azonban nem feltétlenül egyetlen ponton végezzük. Például folyó esetében egy keresztmetszetben több ponton, vagy a függély mentén, több mélységből veszünk mintát. A vertikális koordináta vagy magassági adat megadása talaj és levegő mintavétel esetében is fontos (például zaj mérést meghatározott magasságban kell végezni).

3. Mikor mérjük? (mintavételi gyakoriság)

A mintavételi helyek megválasztásánál a térbeli változékonyság, a mintázás gyakoriságnál az időbeli változások léptéke szabja meg a szükséges mérésszámot. Alapelv, hogy a mérést annál gyakrabban kell végezni, minél változékonyabb a vizsgálandó jellemző. A mintavételi gyakoriság és a hálózat sűrűsége a tervezéskor mindig együtt kezelendő, hiszen a kettő szorzatából adódik az összes mintaszám, ami általában a költségek meghatározásának az alapja.

Folyamatos működtetett monitoring rendszereknél a mintavételt egyenletes időközönként szokták végezni (például heti méréseknél a hét azonos napján, havi méréseknél a hónap valamelyik hetének bizonyos napján, stb.). Ez biztosítja a rendszerességet és a mérést végző szervezet számára is jobban szervezhető a munka. További előnye, hogy a mintavétel így nem a mérés szempontjából kedvezőbb időszakokhoz van igazítva, ami a reprezentativitást csökkentené (például esős, viharos időjárás mellett is az adott napon meg kell venni a mintát).

Az azonos időközönkénti mintázás akkor megfelelő, ha a mintavételek közti idő hossza a változás időléptékénél rövidebb. Ellenkező esetben a mintavételi periódusnál ritkábban előforduló események a mintasorozatból kimaradnak, így a mérés nem lesz reprezentatív. Ezért, ha az időbeli változékonyság nem egyenletes (például nem szimplán periódikus jellegű folyamatokról van szó), a mintavételt a legkisebb változás időléptékéhez kell igazítani. Tekintettel arra, hogy a környezeti jellemzőket gyakran sztochasztikus változás jellemzi, melyek eloszlása nem egyenletes, a kis valószínűségű (pl. rövid idejű, extrém) események méréséhez nagyon gyakori, észlelésre lenne szükség, ami a költségeket nagyon megnövelné. Rétegzett mintavételezéssel a mintázandó időszakokat az időbeli változékonyság szerint elkülönítjük, időszakonként eltérő mintázási stratégiát alkalmazva.

A mintavételi gyakoriságot szokás statisztikai alapon meghatározni. Általában azzal a feltevéssel élünk, hogy a minták véletlen jellegű, független eseményeket reprezentálnak, melyek eloszlása ismert eloszlással közelíthető. Az adatsorból valamilyen statisztikai jellemzőt, például középértéket határozzunk meg. Ahhoz, hogy ezt az értéket egy kívánt pontossággal, adott valószínűség mellett meghatározzuk, a szükséges mintaszám (azaz a mintavételi gyakoriság) számítható. Az eljárás természetesen rétegzett mintavétel esetén is alkalmazható. A mintavételezés valószínűség elméleti alapon történő tervezésével a 3. előadásban foglalkozunk részletesebben.

Egyes környezeti jellemzők folyamatosan is mérhetők olyan érzékelő műszerekkel, melyeket a mintavételi ponton fixen telepítve automatikusan működtethetők. Ezeknél az eszközöknél az adatrögzítés gyakorisága adja meg a mintázási időközöket. Célszerű ennek megadásánál is figyelembe venni a változékonyságot, elkerülve a nagy mennyiségű adat tárolásából és később a feldolgozásnál adódó nehézségeket. Folyamatos mérést nem tesz lehetővé, azonban a ritkábban előforduló események észlelését megkönnyíti a mintavétel automatizálása. Erre a célra specializált eszközök a vezérlő szerint időzítetten megvett mintákat (pontminta vagy sorozatminta) a mintavevő kapacitásának kimerüléséig tárolni tudják.

A mérés idejét tekintve további fontos szempont, hogy bizonyos méréseket csak meghatározott időszakban lehet végezni. A környezeti monitoringnál ilyen szempontból leginkább meghatározó tényező a szezonális. A biológiai, vagy biológiai folyamatoktól függő jellemzők évszakos, napszakos, hőmérséklettől vagy egyéb hidro-meteorológiai tényezőktől való függőségét a mintavételi időpont tervezésekor figyelembe kell venni. Különös jelentősége van ennek a biológiai vizsgálatoknál, ahol például egyes élőlénycsoportok a vegetációs időszakon belül is változó képet mutatnak. (A biológiai monitoringgal a 6. előadás foglalkozik.)

4. Hogyan mérjük?

A mérési módszer megválasztása a teljes vizsgálatra vonatkozik, a vizsgálandó paraméter, és annak meghatározásához alkalmazandó analitikai módszer ismeretében tudjuk eldönteni, hogy:

- Hogyan történjen a mintavétel? Szükség van-e speciális eszközre (pl. mélységi mintavevő, szivattyú, talajfúró, stb.)
- Milyen mennyiségű (térfogatú) mintára van szükség az analitikai vizsgálatokhoz?
- Milyen előzetes kezelést kell alkalmazni (szűrés, tartósítás) annak érdekében, hogy elkerüljük a minta a szállítás közben történő változását?

A mintavételezéssel és a mérési módszerekkel az 5. előadásban foglalkozunk, itt csak a legfontosabb alapelvekre térünk ki.

A koncentrációk meghatározása általában laboratóriumban történik. A vizsgálatokhoz speciális eszközökre, műszerekre van szükség. A legtöbb méréshez első lépésben a minta feltárására van szükség annak érdekében, hogy a koncentrációk meghatározhatók legyenek. A mérés pontosságát a feltárás sikeressége nagymértékben befolyásolja. Hasonlóan, a nem megfelelő mintavétel és a szállítás is hibát okozhat a végeredményben. Ezek a bizonytalanságok sokszor jóval nagyobbak, mint a mérési (analitikai) módszer hibája.

A mintavételt, az előkészítést és az analitikai módszereket is szabványok rögzítik. Mivel a mérési módszerek időközben (és akár egyes laboratóriumok között is) változhatnak, nagyon fontos a méréskor az alkalmazott szabványt is rögzíteni, hogy az eredmények összehasonlíthatók legyenek. A vizsgálatok fontos jellemzője a kimutatási határ (méréshatár), hiszen ez alatti koncentrációkat már nem tudunk meghatározni. Az analitikai módszerek (és azokhoz szükséges eszközpark) fejlődésével egyre több anyagot, egyre kisebb koncentrációkban lehet detektálni – ezzel egyidejűleg azonban a környezeti határértékek is szigorodnak.

A szabványosítás nem csak a vizsgálati módszerekre, hanem magára a vizsgálatot végző laboratóriumra is vonatkozik. Ezt végzik a laboratóriumok akkreditálása során. Az ún. interkalibráció célja, hogy nagy térségeken belül működtetett monitoring rendszerek azonos mércét állítva, azonos módszerrel mérve egymással összevethető eredményeket szolgáltatassanak.

5. Hogyan tároljuk és dolgozzuk fel a mérési eredményeket? (adatbázis, térinformatikai rendszerek)

A monitoring akkor válik rendszerré, ha a mérési eredmények megfelelő adatbázisba kerülnek, mely alkalmas az eredmények megjelenítésére és lehetővé tesz bizonyos elemzéseket.

Megjelenítésnél főként a térbeli és időbeli változások bemutatására vagyunk kíváncsiak. Ez megoldható oly módon, hogy az adatbázis kezelő szoftver lehetővé teszi idősorok felrajzolását vagy az adatok térképen való ábrázolását. Korszerűbb rendszereknél a megjelenítő eszközt az adatbázis kezelőtől külön választják, az adatokat exportálhatjuk táblázat kezelő programba, statisztikai szoftverekbe és térinformatikai adatbázisokba.

A nemzeti szintű monitoring rendszerek esetében a publikusságot biztosítani kell. Ez azonban nem jelenti automatikusan a mérési adatokhoz való közvetlen hozzáférést, mert gyakran csak feldolgozott adatokat, illetve azok megjelenítését teszik lehetővé különböző nyilvános weboldalakon. Az adatokat kezelő informatikai rendszerekkel szemben támasztott követelményeket és a legfontosabb hazai és európai uniós vízi-környezeti informatikai rendszereket a 12. előadás anyaga mutatja be.

A felsorolt kérdéseken végig haladva áll össze a monitoring rendszer terve. A megvalósulást minden esetben befolyásolják a pénzügyi és szervezeti feltételek. A **költség-hatékonyság** nem csak az információk kinyerése, hanem a program működtetése szempontjából is lényeges: a jól szervezettséggel (például különböző szervezetek, mérőcsoportok tevékenysége közötti összehangolással) sokszor jelentős megtakarítás érhető el.

Fontos, hogy mérlegeljük a bizonytalanságok kockázatát. Megtakarítást sokszor a mérések ritkításával és a mintavételi helyek számának csökkentésével próbálnak elérni, ezt azonban csak bizonyos határáig érdemes megtenni oly módon, hogy mérlegeljük a hiányos mérésekből származó hibák mértékét. Ha a mérések bizonytalansága kétségessé teszi a monitorozás céljának megvalósítását (például az adott környezeti elem állapota nem értékelhető), a mérés pénzkidobássá válik. A dolog fordítva is igaz, a mintaszámot is csak az ésszerűség határáig

szabad növelni, figyelembe véve, mennyi új információt nyerünk mekkora többlet költség árán.

Az eddig bemutatottak a monitoring rendszerek tervezésének elveit foglalják össze. Tudnunk kell, általános módszer nincs, inkább csak útmutatók állnak rendelkezésre, hiszen minden környezeti rendszer valamilyen szinten egyedi tervezést igényel. Az előadások a vízminőségi és hidrobiológiai monitoring elemein keresztül mutatják be ezeket a szempontokat, az alkalmazási példákra is kitérve.

Irodalom:

Melissa J. Dobbie, Brent L. Henderson: Sparse sampling: Spatial design for monitoring stream networks. *Statistics Surveys*, Vol. 2 (2008): 113–153.

Robert O. Strobla, Paul D. Robillard: Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. *Journal of Environmental Management* 87 (2008) 639–648.

Sanders, T.G., Ward, R.C., Loftis, J.C., Steele, T.D., Adrian, D.D., Yevjevich, V., 1983. *Design of Networks for Monitoring Water Quality*. Water Resources Publications LLC, Highlands Ranch, CO.

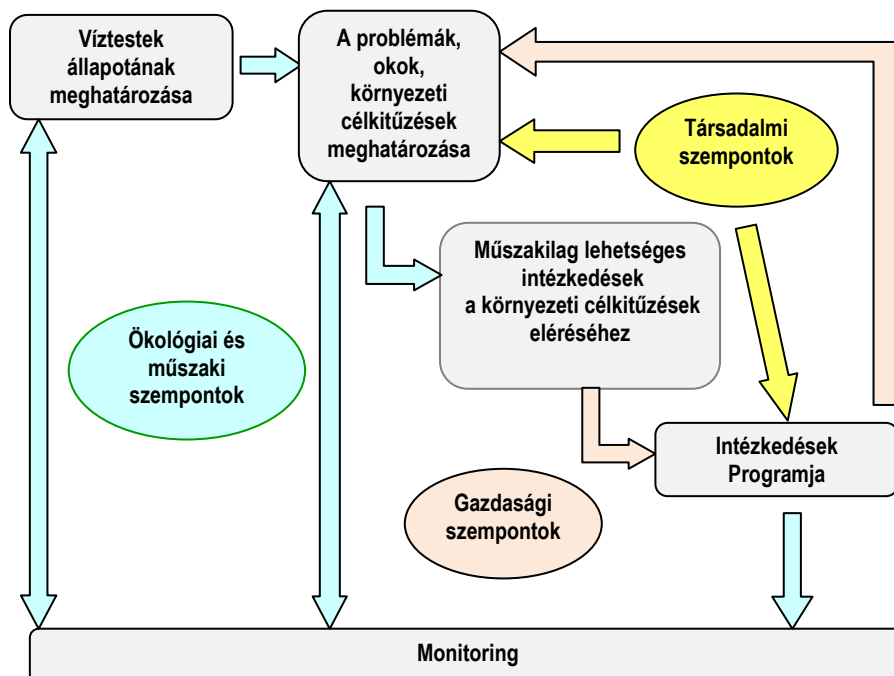
2. előadás

A Víz Keretirányelv szerinti monitoring célja, elvei, elemei. A VKI-hoz kapcsolódó minősítő rendszerek

A Víz Keretirányelvet (2000/60/EK, a továbbiakban VKI) az Európai Unió hosszas előkészítés után 2000 végén adta ki. A dokumentum a vízgazdálkodás eddigi legszélesebb körű EU szintű szabályozásának, az EU vízügyi politikájának tekinthető. A vízzel kapcsolatos korábbi irányelvek célkitűzéseit integrálja, bizonyos irányelvek szerepét át is veszi. Az előírásokat az egyes tagországok saját joganyagaikba építik be és így válnak végrehajtandóvá. Magyarország ezt a jogharmonizációt 2004-ben maradéktalanul teljesítette.

A VKI a **fenntartható vízhasználatok** biztosításához a vizek jó állapotának elérését írja elő minden tagállam számára. Preambulumában rögzíti, hogy „a víz nem szokásos kereskedelmi termék, hanem örökség, amit annak megfelelően óvni, védeni és kezelni kell”. Ezzel összhangban a VKI alapvető célja a vizek ökológiai állapotának védelme, a káros anyagok felszíni és felszín alatti vizekbe jutásának korlátozása, a romló tendenciák kialakulásának megakadályozása, az aszályok és az árvizek vizek állapotára gyakorolt kedvezőtlen hatásainak mérséklése, valamint a biztonságos ivóvízellátás és általában a fenntartható vízgazdálkodás elősegítése.

A fenntartható vízhasználatok feltétele, hogy a vízi ökoszisztémák egészségesek legyenek. Ez az alap gondolat vezérli a VKI szellemét. Azáltal, hogy az ökológiai kritériumokat abszolút előtérbe teszi, új alapokra helyezi a vízgazdálkodás feltételrendszerét. Az ún. „jó állapot” eléréséhez szükséges teendőket az intézkedési program foglalja össze, ami a vízgyűjtő-gazdálkodási terv (VGT) egyik legfontosabb eleme. A feladat nem kevés: a kívánt vízminőség javulás csak következetesen átgondolt programmal valósítható meg, összhangban az egyéb vízgazdálkodási beavatkozásokkal (2.1 ábra).



2.1 ábra A VKI megvalósításának elemei és szempontjai (Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv, VKKI 2010)

A VKI a szabályozást a vizek állapota felől közelíti, melynek ellenőrzéséhez monitoring kötelezettséget ír elő. Ahol a jó állapot nem teljesül, azt 2015-ig el kell érni. Azonban felmentést ad a jó állapot követelményeinek 2015-ig történő elérése alól, ha azt műszakilag nem lehetséges megvalósítani, ellentétes valamilyen jelentős emberi igény kielégítésével vagy közérdekkel, továbbá akkor is, ha a szükséges intézkedéseket csak aránytalan költségek mellett lehet megvalósítani (azaz, ha a költségek nincsenek összhangban a költségviselők fizetőképességével vagy az elérhető környezeti, társadalmi előnyök elmaradnak a költségektől). Az úgynevezett mentességeknek különböző formái és indokai vannak, például határidő módosítás és enyhébb cél kitűzése is kérhető. A mesterséges és ún. erősen módosított vízfolyások és állóvizek esetében nem kell végrehajtani azokat az állapotjavító intézkedéseket, amelyek akadályoznák annak a vízhasználatnak a fenntartását, amiért ezeket a víztesteket létrehozták (például öntöző- és belvízcsatornák, halastavak), vagy a természetes állapotúakat emiatt módosították (például völgyzárógátas tározók).

A víztestek állapotának minősítése a VKI szerint

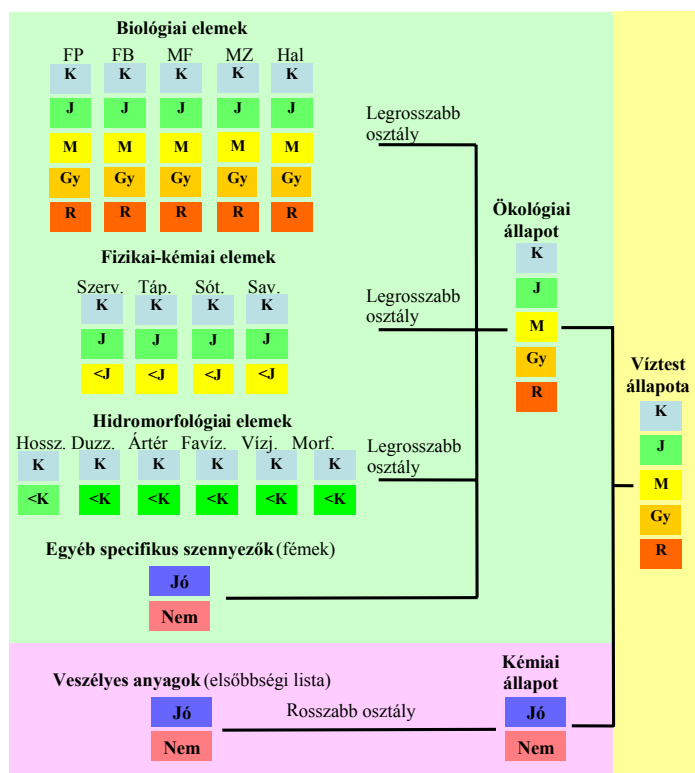
A Víz Keretirányelv egységes szemléletű, ökológiai alapokon nyugvó, a vízi ökoszisztémák védelmét előtérbe helyező minősítési rendszert vezetett be, melyet az irányelv V. melléklete és a VKI végrehajtását segítő útmutatók pontosan rögzítenek. Az állapotértékelés a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés egyik legfontosabb eleme. Feladata a kiinduló állapot rögzítése, és annak meghatározása, hogy ez az állapot milyen távol van a kitűzött céloktól. Az értékelés alapját a VKI-ben és a kapcsolódó útmutatókban előírt, közösségi vagy nemzeti szinten rögzített (vagy még kidolgozás alatt lévő) minősítési módszerek képezik.

A minősítés víztestenként történik. A **víztestek** a VKI végrehajtásának legkisebb egységei, ezekből épülnek fel a részvízgyűjtők és a tengeri torkolattal rendelkező vízgyűjtők. A **felszíni vizeket** abiotikus jellemzők alapján típusokba soroljuk. A Magyarországon figyelembevett jellemzők:

- A vízfolyásoknál: a vízgyűjtő mérete és domborzata, a víz hidrokeokémiai jellege, a vízfolyás mederanyaga – ebből 22 típus adódott, továbbá a Duna egyes szakaszaira vonatkozó, az ICPDR által központilag megállapított három típus. A tipológiát követve 869 vízfolyás víztestet jelöltek ki, ebből 393 természetes, 476 erősen módosított, vagy mesterséges víztest.
- Az állóvizek esetén: felület, átlagos mélység, hidrokeokémiai jelleg, mederanyag és benőttesség – ebből 18 típus alakult ki és 296 állóvíz víztest kijelölése történt (tavak, tározók, mentett oldali holtágak). A tavak közül csak 75 természetes víztest.

A korábbi, országonként is nagymértékben különböző minősítés hagyományával szakítva a vizek állapotának jellemzéséhez részletes, fajlistás felmérést igénylő **biológiai mutatók** (5 élőlénycsoport: fitoplankton, fitobenton, makrofiton, makrozoobentosz és halak), továbbá a víztér és környezetének morfológiai és hidrológiai jellemzői, valamint specifikus szennyezőanyagok meghatározása szolgál. Az általános **fizikai és kémiai komponensek** köre, melyekre a korábbi minősítés támaszkodott, jelentős mértékben háttérbe szorult: a minősítés során azt kell vizsgálni, hogy a biológiai alapon történt besorolást a fizikai-kémiai állapot alátámasztja-e. A minősítő rendszereket a helyi természetföldrajzi viszonyokhoz, az ún. ökorégiókhöz alkalmazkodva kellett a tagállamoknak kialakítaniuk. A legfőbb dilemmát az jelenti, hogy a biológiai mutatókra kontinens-szerte kevés észlelés áll rendelkezésre és végeredményként az ökológiai állapot és az intézkedési tervek közötti kapcsolat ma még nem kellően megalapozott. A minősítésnek vannak egységes, kötelezően előírt elemei, például a

veszélyes anyagokra vonatkozó környezetminőségi határértékeket (environmental quality standard, EQS) az Unió egységesen megállapította és jogi értelemben is kötelezővé tette. A biológiai vizsgálatok értékelési rendszere, vonatkoztatási alapja víztípusoktól függ, az adott élőlénycsoportra kidolgozandó index pedig a tagállamok feladata és felelőssége. Az összesített állapotértékelés során a VKI előírja az „egy rossz, mind rossz” elv alkalmazását (2.2 ábra), vagyis minden esetben a legrosszabb osztályba sorolás eredményét tekinti mértékadónak. A minősítés teremti meg a kiindulási alapot a vizek „jó ökológiai állapotának” eléréséhez szükséges intézkedési programok meghatározásához. Tekintve, hogy – szemben a múlt gyakorlatával – a VKI nem csak a vizek állapotának értékelését, hanem annak javítását is megköveteli, a minősítés nem csupán egyszerű tényközlés, hanem a jogilag kötelezően végrehajtandó cselekvések meghatározója is. Ebből adódóan az osztályhatárok meghúzásának (mely az intézkedések szükségességét eldönti) – az elvégzendő cselekvéseken keresztül – komoly gazdasági következményei is vannak.

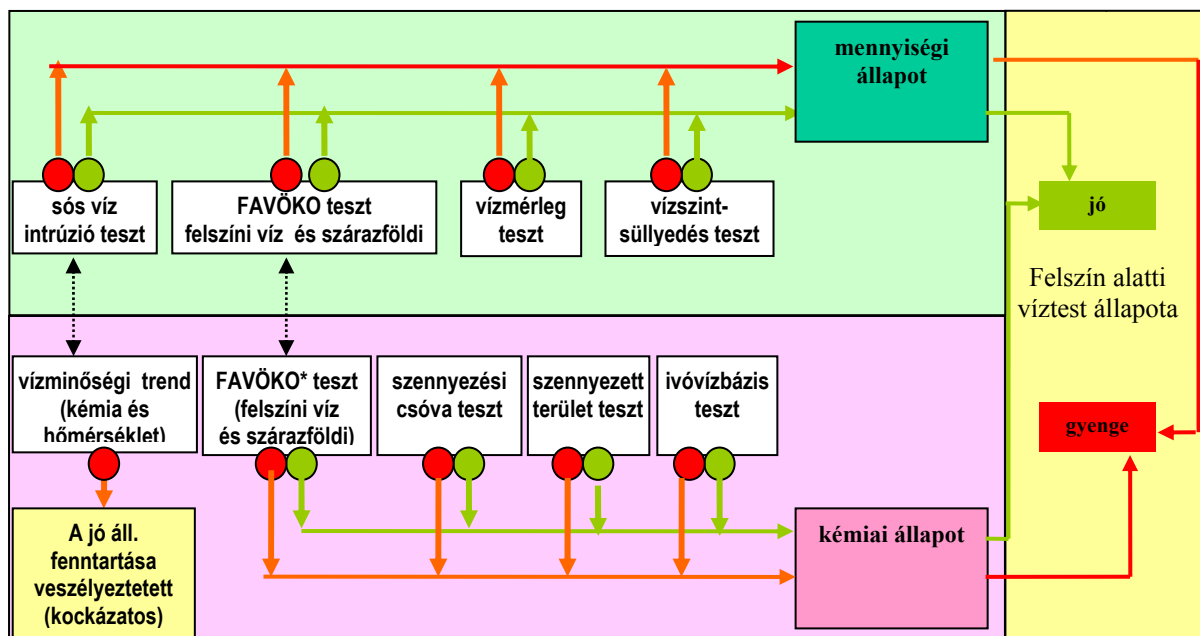


2.2 ábra: A felszíni vizek állapotértékelésének elemei a VKI szerint

Az egyes típusokra az emberi befolyástól mentes állapotot tükröző, megközelítően zavartalan **referencia-viszonyokat** kellett meghatározni az öt élőlénycsoportra, a meder formájára, növényzetére és vízjárására, valamint a víz oxigénháztartási- és tápanyagforgalmi jellemzőire, illetve egyéb kémiai elemekre. A referencia állapotot az elkészült típus-paszportok tartalmazzák. A biológiai, fizikai-kémiai és hidromorfológiai elemek minősítése ötosztályos skálán történik: kiváló (megközelítően azonos a referencia-viszonyokkal), jó (a befolyásoltág a referencia viszonyokhoz képest olyan kicsi, hogy az még nem zavarja az ökoszisztémák működését), mérsékelt, gyenge és rossz. A minősítés a mért és a referenciaállapot arányán (environmental quality ratio, EQR) alapul. A veszélyes anyagok esetén a mért koncentrációt a jó állapothoz tartozó határértékkel kell összehasonlítani: ha kisebb, akkor a víztest jó állapotú, egyébként gyenge. A víztest ökológiai állapotának minősítését a biológiai minősítés határozza meg, azzal a kiegészítéssel, hogy csak akkor lehet jó ökológiai állapotú a víztest, ha a fizikai-kémiai minősítése is jó, és csak akkor lehet kiváló ökológiai állapotú, ha a fizikai-kémiai és a

hidromorfológiai minősítése is egyaránt kiváló. A víztest állapotát az ökológiai és a veszélyes anyagokra vonatkozó kémiai minősítés közül a rosszabbik határozza meg.

A **felszín alatti vizek** esetében a mennyiségi állapotot és a kémiai állapotot kell minősíteni, mindkettőt kétosztályos skálán. A kémiai állapot minősítése a víztest közet-típusa, felszínhez viszonyított helyzete és áramlási jellege alapján megállapított küszöbérték szerint történik. A víztest csak akkor lesz gyenge állapotú, ha a monitoring pontokon észlelt túllépések aránya meghaladja a 20 %-ot vagy az észlelt szennyezés ivóvízkivételt vagy valamilyen jelentős élőhelyet veszélyeztet. A mennyiségi állapot akkor tekinthető jónak, ha a vízkivételek nem haladják meg az ökológiai vízigényeket is figyelembe vevő hasznosítható készletet, a vízkivételek nem károsítanak jelentős élőhelyeket és a vízkivételek nem indítanak el káros vízminőség-változásokat (pl. hőmérséklet-csökkenés, sótartalom-növekedés). Az „egy rossz, mind rossz” elv a mennyiségi és a kémiai minősítésen belül is érvényesül: a különböző tesztek közül egyetlenegy nem megfelelő is elegendő az adott szempontból gyenge állapotú minősítéshez (2.3 ábra).



*FAVÖKO: felszín alatti víztől függő ökoszisztéma. Típusai: vízfolyások vízi vagy vizes élőhelyei, sekély tavak vizes élőhelyei, szárazföldi élőhelyek.

2.3 ábra: A felszín alatti vizek állapotértékelésének módszere a VKI szerint

A mennyiségi állapotra vonatkozó tesztek lényege a kutakból történő vízkivételek és az egyéb vízhasználatok által okozott vízelvonások (a felszín alatti víz túlzott mértékű megcsapolása mély medrű vízfolyások által, jelentős többletpárolgást igénylő telepített növényzet) hatásának értékelése

- a tárolt készletre (nem engedhető meg a víztest számottevő részére kiterjedő vízszintsüllyedés),
- a FAVÖKO-k víztest szintű vízigényének kielégítésére (a víztest vízmérlegének pozitívnak kell lennie: a vízkivétel nem haladhatja meg a hasznosítható készletet, ami a sokévi átlagos utánpótlódás csökkentve a FAVÖKO-k vízigényével),
- vízfolyások ökológiai kisvízi, források vízhozamára (a felszín alatti vízből származó táplálás csökkenése miatt a kisvízi hozam ill. forráshozam nem lehet kisebb, mint az ökológiai minimum),

- vizes és szárazföldi FAVÖKO-k állapotára (a felszín alatti víz állapotában bekövetkező változás nem okozhat jelentős károsodást),
- a vízminőség változására (a víz kémiai összetétele, szennyezettsége, hőmérséklete nem változhat számottevően a vízkivétel miatt megváltozó áramlási viszonyok következtében). (A hőmérséklet figyelembevétele hazai előírás).

Bizonyos víztesteken – ahol annak a víztest jellege, és az ismert igénybevételek/hatások miatt nincs értelme – nem kell minden tesztet elvégezni. A vízmérlegre, a vízfolyások ökológiai kisvizére, a vizes és a szárazföldi FAVÖKO-kra vonatkozó tesztek eredményei lehetnek bizonytalanok - ez azt jelzi, hogy a rendelkezésre álló információk nem elegendők a víztest gyenge állapotú minősítéséhez, de a bizonytalanság miatt kérdéses, hogy a jó állapot 2015-ig fenntartható-e.

A kémiai állapot minősítése a monitoring kutakban észlelt küszöbértéket meghaladó koncentrációk feltárásán alapul. A különböző tesztek célja ezeknek a szennyezéseknek a felszín alatti vízhasználatokra, illetve a felszín alatti vizektől függő ökoszisztémákra gyakorolt hatásának (veszélyességének) ellenőrzése. A kémiai minősítés akkor jó, ha:

- a termelőkutakban vagy észlelőkutakban tapasztalt túllépés nem vezethet a vízmű bezárásához vagy az ivóvízkezelési technológia módosításához,
- a szennyezett felszín alatti víz kiterjedése nem korlátozhatja a vízkészletek jövőbeli hasznosítását (az arány <20%) – ez a teszt Magyarországon a nitrátra, ammóniumra és növényvédő szerekre készült,
- a szennyezés nem veszélyeztetheti vízfolyások ökológiai vagy kémiai állapotát
- a szennyezés nem veszélyeztet jelentős vizes vagy szárazföldi FAVÖKO-kat,
- jelentős pontszerű szennyezés továbbterjedése nem vezethet az előző problémák bármelyikének kialakulásához.

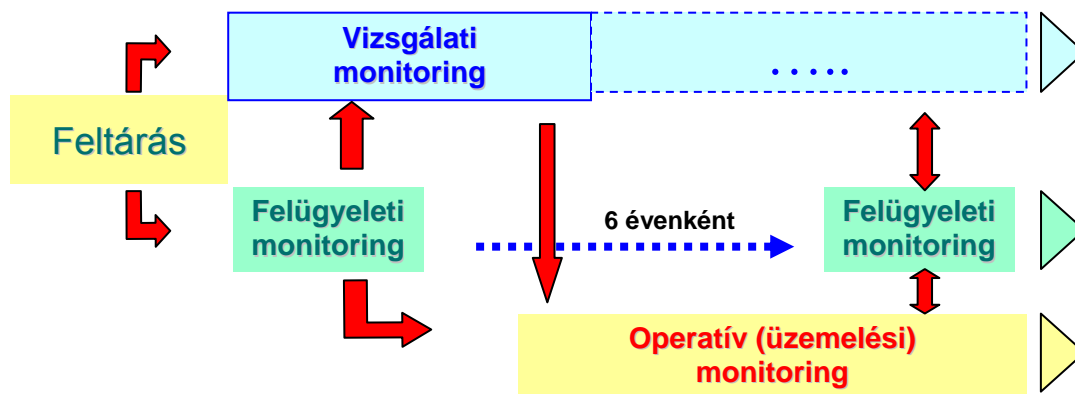
A kémiai tesztekre is érvényes, hogy nem minden víztest esetében kell az összes tesztet elvégezni. A jó állapot megőrzése szempontjából kockázatosnak számítanak azok a víztestek, ahol valamely szennyezőanyag víztestre vagy annak egy részére vonatkozó átlagkoncentrációja tartós emelkedő, vagy a hőmérséklet csökkenő tendenciát jelez. A vízminőségi trendek elemzésének célja, hogy jelezze azokat a problémákat, amelyek a jelenleg még jó állapotú víztestek esetében felléphetnek, a már most is kimutatható jelentős és tartós koncentráció- vagy hőmérsékletváltozás miatt.

A vizek állapotának monitorozása

A VKI három szintű monitoring program megvalósítását írta elő a tagállamok számára, melyet 2006 decemberéig kellett kidolgozni, az eredményeket pedig az első vízgyűjtő gazdálkodási tervben bemutatni.

A víztestek monitoringja adatokat szolgáltat a víztestek általános állapotáról (*feltáró monitoring*), az emberi hatásokkal érintett területekről és az intézkedések hatásáról (*operatív monitoring*). Az észlelőhálózatok kiterjednek a felszíni vizek biológiai, kémiai és hidrológiai jellemzőinek rendszeres mérésére, a morfológiai viszonyok esetenkénti felmérésére, a felszín alatti vizek esetén pedig a kémiai paraméterekre és a vízszintekre, forráshozamokra (felszín alatti vizektől függő élőhelyek állapotára). Szélesebb értelemben ide kell érteni az emberi tevékenységekre – terhelésekre, igénybevételekre – vonatkozó adatgyűjtést is.

Az állapotértékelés – a monitoring alapján – magában foglalja a víztestek állapotának minősítését, a jó állapot elérése szempontjából kockázatos viszonyok feltárását, a vizek állapotát befolyásoló jelentős emberi igények azonosítását (lásd erősen módosított állapot). Ezen kívül ide sorolhatjuk azokat a fontos kiegészítő vizsgálatokat is, amelyek a minősítés/kockázati besorolás pontosítását, az ok-okozati kapcsolatok feltárását és az intézkedések hatékonyságának értékelését segítik. Ez történhet *vizsgálati monitoringra* támaszkodva esettanulmányok keretében, esetleg a területre felállított modellekkel, vagy országos feldolgozások eredményeinek átvételével vagy adaptációjával.



2.4 ábra: A VKI szerinti monitoring rendszer elemei

A VKI szerinti **feltáró monitorozás** céljai:

- A víztestek minősítéséhez szükséges információ biztosítása (a nem kockázatos víztestek minősítésének igazolása).
- A vizek állapotának átfogó bemutatása.
- További monitorozás programok megalapozása.
- A hosszú távú természetes és antropogén hatások okozta állapotváltozás (trendek) kimutatása.
- Határvízi mérések.
- A nemzetközi információcseréhez (77/795/EEC) kapcsolódó monitorozás program.

Utóbbiakhoz tartoznak a kétoldalú, határvízi egyezmények, esetenként a VKI követelményeket meghaladó feladatokkal, Duna Védelmi Egyezmény nemzetközi monitorozása (TNMN).

A feltáró monitoringra vonatkozó előírások:

- A feltáró monitoringot a tagállamoknak legalább egyéves időszakokra kell kiterjeszteniük, mialatt biztosítaniuk kell az összes biológiai, hidromorfológiai és általános fizikai-kémiai minőségi elemet jellemző paraméterek mérését.
- A monitoringot ki kell terjeszteni a prioritási listán szereplő – vízfolyás vízgyűjtőjén vagy részvízgyűjtőjén bevezetésre került - szennyező anyagokra. Egyéb szennyezőanyagok akkor vonhatók be a monitoringba, ha azok jelentős mennyiségben kerülnek bevezetésre a vízgyűjtő- vagy részvízgyűjtő területén.
- A határt átszelő víztestek esetében ajánlatos az összes elsőbbségi és egyéb releváns szennyező anyag vizsgálata (nem kötelező!)

Az operatív (üzemelési) monitorozást a kockázatos (beleértve az erősen módosított víztesteket is) és a mesterséges víztesteken kell végezni. Elemei:

- Kockázatos víztestek minősítését és az intézkedések tervezését szolgáló, mintaterületi elven működő monitorozás.
- Az intézkedési programok ellenőrzését szolgáló mintaterületi elven működő monitorozás.

Az operatív monitorozás céljai:

- A kockázatosság igazolása és a víztestek minősítése azokon a víztesteken, amelyekről megállapították, hogy fennáll a kockázata annak, hogy a VKI által kitűzött határidőre nem teljesülnek a jó állapotra, vagy potenciálra irányuló környezeti célkitűzések,
- Az intézkedési programok előkészítése a kockázatosság okainak tisztázásával, illetve az egyes emberi beavatkozások hatásainak pontosításával.
- Az intézkedések hatásának ellenőrzése.

Az operatív monitoringra vonatkozó előírások:

- Minden olyan víztestre kell alkalmazni, amely az emberi tevékenységekből eredő hatások felülvizsgálata és a feltáró monitoring alapján a releváns környezetvédelmi célkitűzéseinek elérése szempontjából - kockázatosnak minősül.
- Ezen túlmenően a monitoringot azokra a víztestekre is ki kell terjeszteni, amelyekbe az elsőbbségi anyagokat vezetik be.
- Mivel az Irányelv engedélyezi a hasonló tulajdonságú víztestek csoportosítását és lehetővé teszi, hogy a monitoringot csak a reprezentatív víztestekre alkalmazzák, értelemszerűen nem kötelező a monitoringba az összes fent sorolt víztestet bevonni. Csoportosítani azonban csak a közel azonos ökológiai viszonyokkal jellemzett víztesteket lehet!
- Csak a terhelésekre érzékeny minőségi elemekre irányul (a víztestek minőségi elemét vagy elemeit jellemző indikatív paraméterekre, illetve azokra a paraméterekre kell kiterjeszteni, amelyek különösen érzékenyek a víztestet vagy víztest-csoportot érő terhelésre vagy terhelésekre).

A **vizsgálati monitoringra** speciális esetekben van szükség, amikor

- a környezetvédelmi célkitűzések (határértékek) túllépésének okai nem ismertek;
- a feltáró monitoring azt jelzi, hogy a 4. Cikkben megfogalmazott célkitűzéseket az adott víztest valószínűleg nem éri el, de az el nem érhetőség okainak felderítését szolgáló operatív monitoring még nem épült ki, vagy
- ha meg kell állapítani a balesetből származó szennyezés nagyságát és kihatásait. (haváriák feltárása).

A vizsgálati monitoringot az adott eset, illetve probléma sajátosságainak figyelembe vételével kell kialakítani. Magában foglalhatja a veszélyjelző és a figyelmeztető monitoringot is (pl. az ivóvízbázisok szennyezés elleni védelme), és a védett területekre vonatkozó kiegészítő monitorozást. A Víz Keretirányelv értelmében védettnek számít minden olyan terület, illetve felszín alatti tér, melyet a felszíni és/vagy a felszín alatti vizek védelme érdekében, vagy a közvetlenül a víztől függő élőhelyek és fajok megőrzése céljából valamely jogszabály kijelöl, mint például:

- Az ivóvízkivételek védőterületei,
- Tápanyag- és nitrát-érzékeny területek,

- Természetes fürdőhelyek,
- Őshonos halfajok életfeltételeit biztosító vizek,
- Természetvédelmi oltalom alatt álló védett vizes élőhelyek.

A hibás osztályba sorolás kockázata

Mint láttuk, a monitoring elsődleges célja az, hogy megalapozza a víztestek állapotának egységes és átfogó felülvizsgálatát minden egyes vízgyűjtőkerületben és elősegítse a felszíni és felszín alatti víztestek besorolását a megfelelő osztályba. A VKI nagy hangsúlyt fektet arra, hogy a monitoringból származó eredmények megbízhatóak legyenek. Ezt szolgálja a mérési módszerek összehangolását célzó, a tagállamok között folyó interkalibráció, melynek célja, hogy az egyazon vízállapot vizsgálata az országoként eltérő biológiai módszertan és értékelési rendszer ellenére egymással összevethető eredményre vezessen.

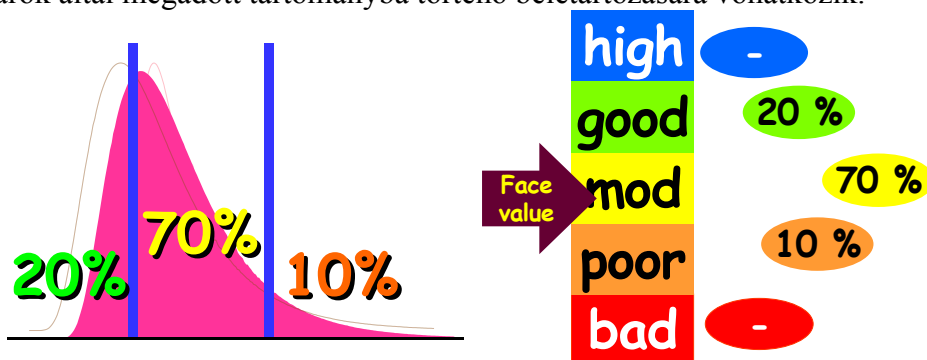
Valamennyi víztest állapotértékelésénél értékelni kell a minősítés megbízhatóságát is. Ennek alapja, hogy mi az esélye annak, hogy a minősítés osztályt téveszt. Mérlegelni kell a monitoring költségét és a státus hibás besorolásának következményéből származó költségeket (például az ebből származó többlet intézkedéseket), és a vízgyűjtő gazdálkodási tervekben az állapot értékelés megbízhatóságára vonatkozó konfidencia szinteket közölni kell. A VKI definíciói erre vonatkozóan:

Kockázat: A kedvezőtlen esemény bekövetkezésének esélye, VKI értelmezésében a hibás osztály besorolás valószínűsége. Az elfogadható kockázati szint befolyásolja a víztest állapotának meghatározásához szükséges monitoring időbeli és térbeli sűrűségét.

Megbízhatóság (konfidencia): Annak a valószínűsége (%-ban kifejezve), hogy a statisztikai paraméter valós értéke a számított és a jegyzett értékek közé esik (statisztikai bizonytalanság).

Precizitás (pontosság): A valós állapot és a monitoring által talált állapot közti eltérés, adott konfidencia-tartomány szélességének felével megegyező statisztikai bizonytalanság mértéke.

A minősítés valamilyen statisztikai jellemző, például az átlag, vagy valamely tartósságú koncentráció szerint történik, attól függően, hogy a határérték mire vonatkozik (például a veszélyes anyagokra közösségi szinten meghatározott környezet minőségi határértékek átlagos és maximális megengedhető koncentrációk). A mérési adatokból számítva ezt a statisztikai paramétert, melyet a becslés bizonytalanságai miatt csak pontatlanul ismerünk, a várható értékével és annak eloszlásával (legtöbbször Gauss-feltevés) adjuk meg. Így a minősítést nem egy adott értékre, hanem annak sűrűségfüggvényére végezzük a 2.5 ábra szerint. Végeredményül pedig egy valószínűségi értéket kapunk, ami az adott értéknek az osztályhatárok által megadott tartományba történő beletartozására vonatkozik.



2.5 ábra: A víztest állapota hibás osztályozásának kockázata (osztályozás megbízhatósága)

A monitoringra vonatkozó közösségi útmutató 90 %-os megbízhatóság elérését javasolta, az időközben elkészült (2009) első vízgyűjtő gazdálkodási tervekben ezt a legtöbb tagállam, így hazánk sem tudta teljesíteni. Az ökológiai minősítés megbízhatóságát a %-ban megadott érték helyett három fokozatú skálán jelölték (magas, közepes, alacsony).

Az osztályba sorolás megbízhatóságának meghatározásával és a mintavételi bizonytalanság kezelésével a 3. előadás témaköre foglalkozik.

Irodalom és kapcsolódó jogszabályok:

VKKI (2010) Vízgyűjtő gazdálkodási terv. A Duna-vízgyűjtő magyarországi része. Vízügyi és Környezetvédelmi Igazgatóság, Budapest.

Somlyódy László (szerk.) (2011): A hazai vízgazdálkodás: helyzetelemzés és stratégiai feladatok. MTA, Budapest

Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment (EU, CIS Guidance Document No.18.), 2009.

Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential (EU, CIS Guidance Document No.13.), 2005.

Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems (EU, CIS Guidance Document No.10.), 2003.

Monitoring under the Water Framework Directive (EU, CIS Guidance Document No.7.), 2003.

6/2002. (XI. 5.) KvVM rendelet az ivóvízkivételre használt vagy ivóvízbázisnak kijelölt felszíni víz, valamint a halak életfeltételeinek biztosítására kijelölt felszíni vizek szennyezettségi határértékeiről és azok ellenőrzéséről.

10/2010 (VIII.17.) VM rendelet a vízszennyezettségi határértékekről.

27/2006. (II.7.) Korm. Rendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrát szennyezéssel szembeni védelméről.

30/2004 (XII.30.) KvVM rendelet: a felszín alatti vizek vizsgálatának egyes szabályairól.

31/2004 (XII.30.) KvVM rendelet a felszíni vizek megfigyeléséről és állapotértékeléséről.

76/160/EGK (1976) Az Európai Parlament és a Tanács 76/160/EGK irányelve a fürdővizek minőségéről.

78/2008. (IV. 3.) Korm. Rendelet a természetes fürdővizek minőségi követelményeiről, valamint a természetes fürdőhelyek kijelöléséről és üzemeltetéséről.

91/676/EGK (1991) Az Európai Parlament és a Tanács 91/676/EGK irányelve a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről.

130/2000. (VII. 11.) Korm. Rendelet a határokat átlépő vízfolyások és nemzetközi tavak védelmére és használatára vonatkozó, Helsinkiben, 1992. március 17-én aláírt egyezmény kihirdetéséről.

2000/60/EK (2000) Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK irányelve, a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról.

2006/118/EK (2006) Az Európai Parlament és a Tanács 2006/118/EK irányelve a felszín alatti vizek szennyezés és állapotromlás elleni védelméről.

2006/7/EK (2006) Az Európai Parlament és a Tanács 2006/7/EK irányelve a fürdővizek minőségéről és a 76/160/EGK irányelv hatályon kívül helyezéséről.

2008/105/EK (2008) Az Európai Parlament és a Tanács 2008/105/EK irányelve a vízpolitika területén a környezetminőségi előírásokról, a 82/176/EGK, a 83/513/EGK, a 84/156/EGK, a 84/491/EGK és a 86/280/EGK tanácsi irányelv módosításáról és azt követő hatályon kívül helyezéséről, valamint a 2000/60/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv módosításáról.

3. előadás

Mintavételi hiba, a hiányos mérésből származó információ veszteség statisztikai meghatározása, mintavételi gyakoriság tervezése és a minősítés megbízhatósága

Minden mérésre, így a környezeti monitoringra is igaz, hogy a mérési eredmények hibával terheltek. A hibának sokféle oka lehet, ami befolyásolja egy-egy mérési eredmény pontosságát és az adatokból származtatott mérési paraméterek torzított becslését adja.

A hiba jellege szerint kétféle:

Véletlen hiba esetén a mérési eredmények a valóságos értéktől mindkét irányban azonos valószínűséggel, véletlenszerűen térnek el. A mérésszám növelésével a mérés átlagát véve a véletlen hiba csökkenthető.

Rendszeres (szisztematikus) hibánál a mérési eredmények a valóságos értéktől eltérő érték körül ingadoznak. Ilyen jellegű hiba általában akkor keletkezik, ha

- Nem megfelelő a mintavétel,
- Hibás vagy rosszul beállított a műszer,
- Analitikai (módszertani) probléma van, a minta előkészítését, feltárását is beleértve,
- Figyelmen kívül hagyott, a mérést befolyásoló külső tényező (pl. hőmérséklet hatása).

A megfigyelésből származó adatok általában időben és térben is változó rendszereken végzett diszkrét észlelések sorozatát jelentik. Ha a változások gyorsabbak, mint az észlelések között eltelt idő, a mérés hiányos lesz. Az esetek túlnyomó részében nem cél a folytonos adatsor (idősor) visszaállítása, azonban tisztában kell lennünk a hiányos mintavételből származó hiba nagyságrendjével.

A hibaszámítás a valószínűségszámítás és matematikai statisztika felhasználásával a mérés során fellépő véletlen hibák becslésére ad módot. Alap feltevése, hogy a mérések függetlenek, az adatsor autokorreláció mentes.

Amikor mérünk, mintát veszünk, azaz lényegében kiválasztjuk egy egyedét a sokaságnak, és ezen végezzük el a mérést. A mérés lehetséges kimenetele, a jövőbeli mérési eredmény is **valószínűségi változó** és így valamilyen valószínűségi sűrűségfüggvény rendelhető hozzá. A mintavételnél is beszélhetünk a majdani mintáról mint sokaságról, melynek elemei - az elképzelt mérési eredmények - valószínűségi változók. Ennek az elképzelt mintának, mint sokaságnak a jellemzői szintén valószínűségi változók lesznek.

Egy valószínűségi változó lehet folytonos (mint például a hőmérséklet), és lehet diszkrét (mint a kockadobálás eredménye). A sokaság lehet véges elemű (mint a szennyvíz túlfolyók száma egy csatornarendszerben), vagy végtelen elemű (mint a környezeti koncentrációk tetszőleges időpontokban).

Egy esemény (mérési eredmény) valószínűségét (P) kapjuk, ha az összes lehetséges kedvező kimenetelű mintavétel számát elosztjuk az összes lehetséges kísérlet számával. A valószínűséget pontos értékét meghatározhatjuk, ha van információnk az egész sokaságról, különben a sokaság több-kevesebb elemén végzett kísérlet alapján becsljük P értékét. Ha a valószínűségi változó folytonos, például időben változó koncentrációk mérési sorozata, akkor csak azt kérdezhetjük, hogy egy bizonyos intervallumba eső értéket milyen valószínűséggel vehet fel.

Ha a valószínűségi változó **sűrűségfüggvénye**, $f(x)$, annak valószínűsége, hogy egy érték az x_1 és x_2 közé essen: $P(x_1 \leq x \leq x_2) = \int_{x_1}^{x_2} f(x) dx$

A valószínűségi sűrűségfüggvény integrálja a valószínűségi változó teljes értelmezési tartományára: 1

A valószínűségi **eloszlásfüggvény** $F(x)$ a valószínűségi sűrűségfüggvény integrálfüggvénye:

$$F(x) = \int_{-\infty}^x f(x) dx$$

Az eloszlásfüggvénnyel egyszerűen megadhatjuk annak a valószínűségét, hogy a valószínűségi változó értéke x_1 és x_2 közé esik:

$$P(x_1 \leq x \leq x_2) = \int_{x_1}^{x_2} f(x) dx = \int_{-\infty}^{x_2} f(x) dx - \int_{-\infty}^{x_1} f(x) dx = F(x_2) - F(x_1)$$

A valószínűségi sűrűségfüggvényben szereplő konstansok és az azokból lezármaztatott mennyiségek az **eloszlás paraméterei**. Amikor mintát veszünk egy sokaságból és ezen a mintán mérést végzünk, az eloszlásról akarunk információt szerezni. Az eloszlásfüggvényt általában egy ismert, meghatározott függvénnyel közelítjük, a függvényben szereplő konstansokat viszont a mérésből becsüljük. A mérési eredményekből az eloszlás paraméterekre kapott becslések a minta jellemzői.

Ha van egy véges, N elemű sokaság, melyen értelmezett valószínűségi változó diszkrét értékeket (x_i) vehet fel, az x átlagértéke: $\bar{x} = \sum_{i=1}^N (n_i x_i) / N = \sum_{i=1}^N x_i P(x_i)$, ahol $P(x_i) = n_i / N$.

Az **eloszlás várható értéke** diszkrét és folytonos eloszlás esetén:

$$E(x) = \sum_i x_i P(x_i) = \mu_x \quad \text{és} \quad E(x) = \int_{-\infty}^{\infty} x f(x) dx = \mu_x$$

A eloszlás mediánja a valószínűségi változónak az az értéke, melynél kisebb és nagyobb érték is ugyanolyan valószínűségű, azaz ahol az eloszlásfüggvény értéke $F(x_{me}) = 0,5$. Az eloszlás módusza a sűrűségfüggvény maximum helye. Szimmetrikus eloszlás várható értéke, mediánja és módusza azonos.

A **variancia** a sokaság elemeinek a várható értéktől való eltérését jellemzi:

$$\text{Var}[x] = \int_{-\infty}^{\infty} (x - \mu_x)^2 f(x) dx = E[(x - \mu_x)^2]$$

A valószínűségi változó **konstansszorosának** várható értéke a várható érték konstansszorosa:

$$E[kx] = \int_{-\infty}^{\infty} kx f(x) dx = k \int_{-\infty}^{\infty} x f(x) dx = k E[x]$$

A valószínűségi változó **konstansszorosának** varianciája pedig a variancia szorozva a konstans négyzetével:

$$\text{Var}[kx] = E[kx - k\mu_x]^2 = k^2 E[x - \mu_x]^2 = k^2 \text{Var}[x]$$

A középérték eloszlásának tulajdonságai, várható értéke és varianciája

Egy végtelen elemű sokaságon valamely tulajdonságot n -szer megmérve, egy n mérésből álló minta sorozatot kapunk, ahol az egyes mérések eredményei x_1, \dots, x_n . Ezek valószínűségi

változók, még nem tudjuk, milyen értéket kapnak a mérésnél. Az x_1, \dots, x_n valószínűségi változó számtani közepe,

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

szintén valószínűségi változó, tehát tartozik hozzá egy $f(x_1, \dots, x_n)$ valószínűségi sűrűségfüggvény, és kérdezhetjük, mi ennek a várható értéke és varianciája. Feltételezzük továbbra is, hogy az egyes mérési eredmények függetlenek egymástól, tehát

$$f(x_1, \dots, x_n) = f(x_1) \dots f(x_n).$$

Mivel ugyanazt a mérést ismételjük, az egyes mérési eredmények várható értéke $E[x_i] = \mu$ és varianciája $\text{Var}[x_i] = \sigma^2$ azonos minden egyes mérésre. Az összeg és konstansszoros várható értékére és varianciájára kapott formulákat alkalmazva kapjuk, hogy

$$E[\bar{x}] = 1/n \sum_{i=1}^n E[x_i] = \mu \quad \text{és}$$

$$\text{Var}[\bar{x}] = 1/n^2 \sum_{i=1}^n \text{Var}[x_i] = \frac{1}{n} \sigma^2$$

Azaz a középérték várható értéke megegyezik az egyes mérések várható értékével, varianciája viszont n-ed része az egyes méréseknek.

Ha a sokaság véges elemű, azaz N független elemet tartalmazó halmazból $1 \leq n \leq N$ független mintát emelünk ki visszahelyezés nélkül véletlenszerűen kiválasztva és az eljárást sokszor ismételve, az átlag várható értéke $E[\bar{x}_n]$ az \bar{X}_N torzítatlan becslését adja. A becslés varianciája:

$$\text{Var}[\bar{x}] = E[\bar{x}_N - \bar{x}_n] = \left(\frac{N-n}{Nn} \right) \sigma^2 \quad \text{ahol } N \rightarrow \infty \text{ esetén } \left(\frac{N-n}{Nn} \right) = \frac{1}{n} \left(1 - \frac{n}{N} \right) \rightarrow \frac{1}{n}$$

Az átlag szórása pedig végtelen és ismert elemszámú sokaság esetén:

$$\sigma_{\bar{x}} = \frac{\sigma}{\sqrt{n}} ; \quad \sigma_{\bar{x}} = \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \cdot \sqrt{1 - \frac{n}{N}}$$

A centrális határeloszlás tétele szerint bármilyen eloszlású sokaság esetén az n elemű minta számtani középértékének eloszlása a minta elemszámának növekedésével egy olyan normális eloszláshoz tart, melynek várható értéke megegyezik az eredeti eloszlás várható értékével. ***Ez azt jelenti, hogy ha már egyetlen mérési eredmény is átlagnak, pl. időátlagnak tekinthető, akkor várható, hogy az Gauss-eloszlású lesz. A mérési eredmények viszont nagyon gyakran ilyen átlagértékek. A gyakorlatban legtöbbször normális eloszlású mérési eredményekkel találkozunk.***

A torzított becslés

A mintavétel és mérés célja, hogy információt kapjunk a sokaságon az adott tulajdonság eloszlásáról, azaz meg tudjuk becsülni az eloszlás paramétereit **a sokaság elemszámánál**

sokkal kisebb minta alapján. Egy becslés torzítatlan, ha a becslt és valóságos várható értékek megegyeznek, azaz a hiba várható értéke 0 (a becslt paramétereket hullámvonal jelöli):

$$E[\tilde{\theta}] = \theta \quad \text{vagy} \quad E[\tilde{\theta} - \theta] = 0$$

A várható értéket úgy vezettük be véges elemű, diszkrét sokaságra, mint a sokaságra vett átlagát az adott tulajdonságnak. Ha most nem az egész sokaságot vesszük, csak egy mintát belőle, becsülhetjük úgy az egész sokaságra vonatkozó átlagot, hogy csak a mintára átlagolunk, azaz a várható értéket a következőképp becsüljük:

$$\tilde{\mu} = 1/n \sum_{i=1}^n x_i$$

$\tilde{\mu}$ valószínűségi változó, az x_i valószínűségi változók számtani közepe, melynek várható értéke megegyezik az egyes mérések várható értékével. Tehát ha $\tilde{\mu} = \mu$, a becslés torzítatlan.

Hasonlóan, a varianciát is becsülhetjük az egyes mérések hibanégyzetének átlagával:

$$\tilde{\sigma}^2 = 1/n \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2$$

Meg akarjuk határozni ennek a becslésnek a várható értékét; de egyszerűbb, ha $n\tilde{\sigma}^2$ várható értékét számítjuk ki:

$$\begin{aligned} E[n\tilde{\sigma}^2] &= E\left[\sum_i (x_i - \bar{x})^2\right] = E\left[\sum_i ((x_i - \mu) - (\bar{x} - \mu))^2\right] = \\ &= \sum_i E\left[\left((x_i - \mu) - \frac{1}{n}\left(\sum_j x_j - n\mu\right)\right)^2\right] = \sum_i E\left[\left(\left(1 - \frac{1}{n}\right)(x_i - \mu) - \frac{1}{n}\sum_{j \neq i} (x_j - \mu)\right)^2\right] = \\ &= \sum_i \left[\left(1 - \frac{1}{n}\right)^2 E[(x_i - \mu)^2] - \frac{2}{n}\left(1 - \frac{1}{n}\right) E\left[\sum_{j \neq i} (x_i - \mu)(x_j - \mu)\right] + \frac{1}{n^2} E\left[\left(\sum_{j \neq i} (x_j - \mu)\right)^2\right] \right] \end{aligned}$$

Az első tag éppen az egyes mérések varianciájának $(1-1/n)$ -szerese. A második tagban a $j=i$ tag kimarad, így tehát az összeg egyes tagjaiban a tényezők függetlenek, szorzatuk várható értéke a tényezők várható értékének szorzata, ami viszont 0. A harmadik tagot kifejtve $(x_i - \mu)^2$ -es tagok fognak szerepelni és vegyes szorzatok. Az utóbbiak várható értéke, az előző okfejtés értelmében 0. Így végül a fenti összeg a következőképp alakítható:

$$\begin{aligned} E[n\tilde{\sigma}^2] &= \left(1 - \frac{1}{n}\right)^2 n\sigma^2 + \frac{1}{n^2} \sum_i \sum_{j \neq i} E[(x_j - \mu)^2] = \\ &= \frac{(n-1)^2 \sigma^2}{n} + \frac{1}{n^2} (n-1)n\sigma^2 = \frac{n-1}{n} (n-1+1)\sigma^2 = (n-1) \sigma^2, \end{aligned}$$

azaz a variancia n -szeresének becslt értéke a valóságos variancia $(n-1)$ -szerese,

$$\tilde{\sigma}^2 = (n-1) / n \sigma^2.$$

Ez a becslés torzított, így célszerűbb a varianciát a mérési eredményekből a következőképp becsülni:

$$\tilde{\sigma}^2 = s_x^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}$$

s_x -et az egyes mérési eredmények **korrigált tapasztalati szórásának** (standard deviation) nevezzük. Mivel az előzőek szerint a középérték varianciája az egyes mérések varianciájának n -ed része,

$$s_{\bar{x}} = \frac{s_x}{\sqrt{n}}, \quad (N \text{ elemű sokaság esetén pedig: } \frac{s}{\sqrt{n}} \cdot \sqrt{1 - \frac{n}{N}})$$

a középérték korrigált tapasztalati szórása tehát:

$$s_x = \sqrt{\frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad \text{és} \quad s_{\bar{x}} = \sqrt{\frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{(n-1)n}}$$

Normális eloszlás, hibafüggvény

Normális eloszlást mutatnak azok a valószínűségi változók, melyek értékét sok kismértékű véletlenszerű hatás befolyásolja. A normális eloszlásnál a valószínűségi sűrűségfüggvény az ún.

Gauss-függvény:

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \sigma} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{x-\mu}{\sigma} \right)^2},$$

ahol μ az eloszlás várható értéke, σ pedig a szórás, a variancia négyzetgyöke. Az ún. **normalizált Gauss-függvény** az $u = (x-\mu) / \sigma$ transzformációval képezhető és a következő alakú:

$$f(u) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}u^2}$$

A normalizált Gauss-eloszlás várható értéke 0, varianciája 1.

A normalizált Gauss-eloszláshoz tartozó **valószínűségi eloszlásfüggvény:**

$$F(u) = \int_{-\infty}^u \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}t^2} dt = \Phi(u) \quad (\text{hibaintegrál}), \quad F(\infty)=1.$$

A normalizált Gauss-függvény, a $\Phi(u)$ hibaintegrál vagy az

$$\text{erf}(u) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^u e^{-t^2} dt \quad \text{hibafüggvény}$$

értékeit matematikai kézikönyvekben táblázatosan megtalálhatjuk. A két függvény összefüggése

$$\Phi(u) = 0,5 (1 + \text{erf}(u/\sqrt{2})).$$

Konfidencia intervallum, megbízhatósági szint megadása

Tételezzük fel, hogy ismerjük egy adott sokaságban egy bizonyos valószínűségi változó eloszlását, és ez normális eloszlás, adott μ várható értékkel és σ szórással. Milyen valószínűséggel esik a valószínűségi változó értéke a várható érték körüli, adott sugarú intervallumba, tehát $x_1 = \mu - \Delta x$ és $x_2 = \mu + \Delta x$ közé?

Ilyen feladatoknál az aktuális változót úgy transzformáljuk, hogy normalizált Gauss-eloszlást kapjunk. Az intervallum végpontjai:

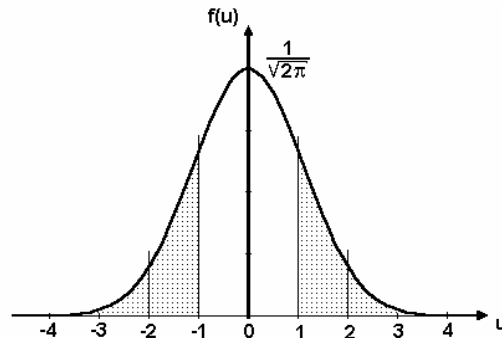
$$u_1 = -\Delta x / \sigma \quad \text{és} \quad u_2 = \Delta x / \sigma = v.$$

A normalizált Gauss-eloszláshoz tartozó valószínűségi eloszlásfüggvényt (hibafüggvényt) alkalmazva:

$$P(u_1 \leq u \leq u_2) = F(u_2) - F(u_1) = \phi(v) - \phi(-v).$$

A táblázatokban viszont csak pozitív argumentumra találjuk meg a ϕ hibaintegrált. Az ábrán a két pöttyözött terület a függvény szimmetriája miatt egyenlő, azaz

$$\phi(-u) = 1 - \phi(u) \quad P(-v \leq u \leq v) = 2 \phi(v) - 1$$



Annak a valószínűsége pedig, hogy a változó értéke kiessen az adott szimmetrikus intervallumból, tehát egy adott tűrésnél jobban eltérjen a várható értéktől:

$$P(u \leq -v \cup u \geq v) = 1 - (2\phi(v) - 1) = 2(1 - \phi(v)).$$

Gauss-eloszlás esetén a mérési eredmények a várható érték körüli egyszeres szórás (σ , s) sugarú intervallumba 68,3%, a 2 s sugarú intervallumba 95,4 % valószínűséggel esnek. Ha más P valószínűséggel - P **konfidencia szinten** - akarjuk megjósolni a mérési eredményeket,

$$[\mu - K \sigma, \mu + K \sigma], \text{ illetve } [m - k s, m + k s]$$

lesz az az **intervallum**, melybe a mérési eredmények az adott P valószínűséggel belesznek. Tehát azt a várható érték körüli, k sugarú tartományt, melybe a mérési eredmények az adott P valószínűséggel belesznek, **konfidencia intervallumnak** nevezzük. **Gauss-eloszlás** esetén adott P valószínűséghez tartozó k értékek:

$P = 68,3\%$	$k = 1$
$P = 95,4\%$	$k = 2$
$P = 90\%$	$k = 1.65$
$P = 95\%$	$k = 1.96$

A gyakorlatban a megengedhető eltéréseket (hiba, tűréshatár) általában 95% konfidencia szintre állapítják meg. Például egy mérőműszer pontossága alatt a kézikönyvben megadott +-tartomány a 95%-os konfidencia intervallumot jelenti.

Konfidencia intervallum kis mintaszámnál: A t paraméter meghatározása (Student-féle t-eloszlás)

A mérési eredményeknél a szórást általában nem ismerjük, csak becsüljük a középérték korrigált tapasztalati szórásával. Ha a mérésszám kicsi, és a szórás sem pontos, ugyanahhoz a valószínűséghez nagyobb számmal kell megszorozni a becsült szórást a konfidencia intervallum meghatározásánál, mint ezt egy ismert szórású Gauss-eloszlásnál tennénk. A

jellemezni kívánt valószínűségi változó várható értéke, μ_x , valamint a mérésorozattól számított középérték, \bar{x} és a középérték korrigált tapasztalati szórása, $s_{\bar{x}}$ között álljon fenn a következő egyenlőség:

$$\bar{x} = \mu_x + t s_{\bar{x}} .$$

Mivel \bar{x} és $s_{\bar{x}}$ a konkrét mérésorozattól függ, tehát véletlenszerűen változik, a t paraméter

$$t = \frac{\bar{x} - \mu_x}{s_{\bar{x}}},$$

mint az \bar{x} és $s_{\bar{x}}$ valószínűségi változók függvénye, szintén valószínűségi változó, melynek eloszlása meghatározható \bar{x} és $s_{\bar{x}}$ eloszlásából. Az eredeti x változóra Gauss-eloszlást feltételezve W.S. Gosset határozta meg a t paraméter valószínűségi sűrűség- és eloszlásfüggvényét, de mivel munkáit Student (diák) névvel szignálta, a t paraméter eloszlását "Student-féle t-eloszlásnak" hívják. Az eloszlás- és sűrűségfüggvény függ a mérések számától, ezek számának csökkenésével az $f(t)$ sűrűségfüggvény félértékisélessége nő, t várható értéke 0, és $f(t)$ szimmetrikus, tehát az $F(t)$ eloszlásfüggvényre fennáll éppúgy, mint a normalizált Gauss-eloszlásnál: $F(-t) = 1 - F(t)$.

Annak valószínűsége tehát, hogy \bar{x} és μ_x eltérése a $[-t s_{\bar{x}}, t s_{\bar{x}}]$ intervallumba essen, $P = 2 F(t) - 1$ -ből számítható, illetve $P = 2 F(t) - 1$ valószínűséggel a meghatározandó μ_x várható érték az \bar{x} körüli $t s_{\bar{x}}$ sugarú intervallumba esik. Az adott P valószínűséghez (konfidenciaszinthez) és a mérések számához tartozó t paraméterérték Student-féle t-eloszlás táblázatából határozható meg.

Összefoglalva, a középérték várható értékének és hibájának számítása (<http://www.avf.hu/tanarok/lipecz/AVF-STATISZTIKA/STAT-kovetkezteto/Kepletgyujtemeny-Kovetkezteto-2008.doc>):

Becsült paraméter Feltételek	Pontbecslés mintából	Standard hiba $\sigma_{\bar{x}}; \sigma_p; \sigma_{X'}$	Konfidencia intervallum	A mintabeli paraméter eloszlása
Átlag Norm. eloszlás Sokasági szórás ismert	$\bar{x} = \frac{\sum x_i}{n}$	$\frac{\sigma}{\sqrt{n}}; \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \cdot \sqrt{1 - \frac{n}{N}}$	$\bar{x} \pm z \cdot \sigma_{\bar{x}}$	Normális
Átlag Norm. eloszlás Sokasági szórás nem ismert Kis minta $n < 80$		$\frac{s}{\sqrt{n}}; \frac{s}{\sqrt{n}} \cdot \sqrt{1 - \frac{n}{N}}$	$\bar{x} \pm t \cdot \hat{\sigma}_{\bar{x}}$	Student t
Átlag Sokasági szórás nem ismert Nagy minta			$\bar{x} \pm t \cdot \hat{\sigma}_{\bar{x}}$ $\bar{x} \pm z \cdot \hat{\sigma}_{\bar{x}}$	Student t Közelítőleg normális

A mintanagyság meghatározása átlagbecsléshez egyszerű véletlen mintánál

Ha tudjuk, hogy az átlag becslésében nem akarunk egy megengedhető hibánál nagyobbat adott valószínűséggel megengedni, a szükséges mintaszám meghatározható a középérték hibájából. A megengedhető hiba lényegében a P valószínűséghez tartozó konfidencia intervallum $[-t s_{\bar{x}}, t s_{\bar{x}}]$,

$$\Delta = t \cdot S_{\bar{x}}, \text{ vagy \% -ban kifejezve: } \alpha = \frac{t \cdot S_{\bar{x}}}{\bar{x}} = \frac{\Delta}{\bar{x}}, \text{ ahol } s_{\bar{x}} = \frac{S_x}{\sqrt{n}}.$$

$$\text{A mintaszám független mintavétel, végtelen sokaságra: } n = \left(\frac{t S_x}{\Delta} \right)^2$$

$$\text{Nem független mintavétel, véges sokaságra: } n = \frac{t^2 S_x^2}{\Delta^2 + \frac{t^2 S_x^2}{N}}$$

Autokorreláció figyelembe vétele a mintavételezésnél

Ha az idősor elemei nem függetlenek, az észlelési adatok száma (elemszám, n) helyettesítendő n*-gal:

$$n^* = \frac{n}{1 + 2 \sum_{t=1}^n (1 - t/n)r(t)} \quad \text{ahol } r(t) \text{ a } t \text{ eltolású autokorrelációs tényező, } r(t) = \rho^t \text{ (} 0 < \rho < 1 \text{)}.$$

$$\text{A szórás számítása: } \delta^* = \delta \left[1 + 2 \sum_{t=1}^n (1 - t/n)r(t) \right]$$

Vagyis, az effektív mintaszám egymástól nem független megfigyelési adatok esetén:

$$n^* = n \sigma / \sigma^*$$

Lettenmaier (1976) egylépéses autoregresszív modellel meghatározta az n és n* közötti összefüggést:

$$\frac{1}{n^*} = \frac{1}{n} + \frac{2}{n^2} \frac{\rho^{(n+1)k} - n\rho^{2k} + (n-1)\rho^k}{\rho^k - 1}$$

Ahol: n a mintaszám,
k a mintavételek közti intervallum,
ρ az autokorrelációs tényező.

Az effektív mintaszám (n*) az autokorrelációtól függően az alábbiak szerint alakul:

n	k	ρ= 0,9	ρ= 0,7	ρ= 0,5	ρ= 0,3	ρ= 0,1
365	1	20	65	122	197	299
183	2	20	63	110	153	179
122	3	20	60	95	116	122
91	4	19	56	80	90	91
73	5	19	52	69	73	73
61	6	19	48	59	61	61
52	7	19	44	51	52	52
26	14	17	26	26	26	26
12	30	11	12	12	12	12

További kérdést vet fel, ha nem a középértékre, hanem egy adott tartósságú értékre vonatkozó hibát keressük. Ebben az esetben a középérték hibáját a $\alpha_p = \alpha_{közép} \sqrt{PQ}$

szorzóval korrigálva, az adott p (%) tartósságú értékhez a táblázat szerint számíthatjuk.

1-p	0	0.1	0.5	1	5	10	20
\sqrt{PQ}	∞	31.6	14.1	9.9	4.4	3.0	2.0
1-p	30	40	50	60	70	80	90
\sqrt{PQ}	1.5	1.2	1.0	0.8	0.7	0.5	0.3

Trend detektálásához szükséges adatszám

Az időbeli változások jellemzésének fontos és a monitoringban is gyakran használt eszköze a trendek detektálása. A trendek leírására általában lineáris, lépcsős függvényt szokás alkalmazni, de nem lineáris trend is illeszthető. A trend detektálására számos statisztikai eljárás (Mann-Whitney, Spearman-tesztek) létezik, azonban ezek közös jellemzője, hogy az adatsor elemeinek függetlenségét feltételezik.

Kérdés, hogy ha milyen gyakori észlelés szükséges a trendek kimutatásához? Lettenmaier (1976) effektív mintaszámra vonatkozó számítását felhasználva az alábbi összefüggések adódnak lépcsős trend esetén: $N_T = t_r \sqrt{N} / (2\sqrt{\delta})$, lineáris trendre: $N_T = t_r \sqrt{N} / (2\sqrt{3\delta})$ ahol t_r a lépésköz, illetve lineáris trendnél a növekmény ($t_r = N \cdot t_0$), σ szórás.

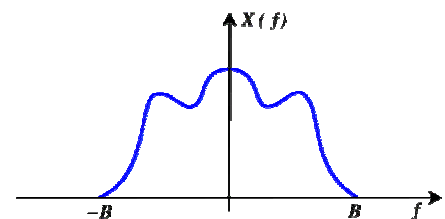
Folytonos idősor előállítása diszkrét észlelésekből

Nyquist tétele szerint egy adott, frekvenciakorlátos spektrumú, folytonos idősor, amely az f_k határfrekvencián túl nem tartalmaz spektrális összetevőket, egyértelműen visszaállítható a $\Delta t = f_k / 2$ intervallumnál kisebb mintavételezési idejű diszkrét idősből (Szőlősi-Nagy, 1976). A határfrekvencia (spektrumfüggvény) az idősor autokorreláció függvényének Fourier transzformáltjából állítható elő.

A Nyquist intervallum:

- Az a maximális időintervallum, mely esetén egyenlő időközönkénti mintavétellel a jel meghatározható.
- A mintában szereplő jel legmagasabb frekvenciájú összetevője kétszeresének a reciproka.
- Ha $x(t)$ a folytonos jel, $X(f)$ a jel Fourier transzformáltja:

$$X(f) \stackrel{\text{def}}{=} \int_{-\infty}^{\infty} x(t) e^{-i2\pi ft} dt.$$
- A jel sávszélessége (B), ahol $X(f)=0$.
- Mintavételi frekvencia (határfrekvencia): $f_s > 2B$
- Mintavételi időköz: $T \stackrel{\text{def}}{=} \frac{1}{f_s}$,



Felhasznált irodalom:

METROLÓGIA ÉS HIBASZÁMÍTÁS (<http://www.fke.bme.hu/oktatas/>)

Cochran (1962): Sampling technics *John Wiley*, New York

Somlyódy, L., Pintér, J., Kóncsos, L., Hanács, I., and Juhász, I. (1986). Estimating averages and detecting trends in water quality data. *IAHS-AISH Publ.* No.157.

4. előadás

Folyóbeli anyagáramok meghatározásának hibája és a becslés pontosításának lehetőségei

Az anyagáram a vízhozam és koncentráció szorzatának integrálja, valójában azonban diszkrét észlelések esetén, az egyidőben mért mennyiségek szorzat összegéből számítható:

$$L = \int_0^T Q(t)c(t)dt \quad L \approx \sum_{i=1}^n Q_i c_i \quad n = \text{mintaszám}$$

A vízminőség vizsgálatok gyakorisága – még a nemzetközi gyakorlatnál magasabb hazai hetikétheti mintavételezés esetén – sem elegendő bizonyos információk (pl. éves vagy rövidebb idejű átlagértékek) elfogadható pontosságú meghatározásához. Tény viszont, hogy a minőségi adatokhoz képest általában sokkal nagyobb számban állnak rendelkezésre hidrológiai (vízállás-vízhozam) mérések, különösen olyan szelvényekben, ahol folyamatosan regisztrálják a vízállást. Így egy adott szelvényben lefolyt évi vízmennyiség becsléséhez például minimum 365, de akár több ezer vízhozam adat is rendelkezésre állhat. A vízhozam és a terhelés közti kapcsolatot kihasználva kézenfekvő a lehetőség, hogy a vízhozam adatokban rejlő többletinformációt a terhelésbecslés pontosításához fel kell használni.

A becslést „javító” eljárások áttekintése

A vízfolyások terhelésének becslésére számos módszert dolgoztak ki (Verhoff, 1980, Dolan és mtsai, 1981, Miertschim, 1986, Ferguson, 1986, Preston és mtsai, 1989). Az eljárások alapvetően három nagy csoportba sorolhatók: az átlagolási, az aránybecslő és a regressziós módszerek csoportjába.

Számítás szempontjából a széles körben alkalmazott átlagolási módszerek a legegyszerűbbek, azonban torzított becslést adnak (4.1 ábra). A koncentráció adatokat általában valamilyen időszakra átlagolják, majd ezt a vonatkozó vízhozam értékekkel szorozzák. Az éves terhelés a reprezentatívnak tekintett vízhozam-, koncentráció-, vagy terhelésmérések egy évre történő összegzésével határozható meg. Ezek a módszerek könnyen és rugalmasan alkalmazhatók, implicit feltételezésük azonban az, hogy az adatok függetlenek és egyenletes kiosztásúak, ami ritkán teljesül (Dolan és mtsai., 1981, Preston és mtsai, 1989). Az alkalmazás feltételének megsértése jelentős becslési hibát okoz, különösen akkor, ha a mintavételezés nem terjed ki a vízhozamok és koncentrációk teljes tartományára. Az átlagolást változó időtartamokra is végezhetjük (Miertschim, 1986), hibaforrást jelent azonban, ha az átlagolási periódus hossza nem alkalmazkodik a tényleges lefolyási viszonyokhoz, és nem követi a koncentráció változásának dinamikáját.

Az ún. aránybecslő módszereket („ratio method”, 4.2 ábra) a mintavételezési statisztikák elméletéből kölcsönözték (Hartley és Ross, 1952). Cochran (1967) szerint az átlagterhelés lényegében az átlagvízhozam és a vízhozammal súlyozott átlagkoncentráció szorzata, amely utóbbit a mintavételi adatokból számíthatjuk ki (2. Függelék). A vízhozamot kiegészítő (független), a terhelést függő változóként kezelik (Cochran 1967). Általában ezt a módszert tekintik a legjobb lineáris becslési eljárásnak, ha két feltétel teljesül: (i) a két változó közötti (x_i , y_i) kapcsolat olyan egyenessel írható le, amely átmegy az origón, és (ii) y_i varianciája ekörül az egyenes körül x_i -vel arányos. Az aránybecslő módszer az n mintaszám növelésével nem konvergál a valós átlagértékhez, a terhelés és vízhozam adatsor varianciájától és kovarianciájától függő korrekciós szorzótényezővel azonban konvergenssé tehető (Beale

1962, Tin 1965). A módszer jól használható heves vízjárású folyók esetén is, különösen ha a mintavételezés felülreprezentálja a kisvizes időszakot (Preston és mtsai. 1992).

1.	$\hat{L} = \sum_{m=1}^{12} \sum_{j=1}^{N_m} q_{jm} \left[\frac{\sum_{i=1}^{n_m} c_{ijm}}{n_m} \right]$	(Dolan et al., 1981)
2.	$\hat{L} = \sum_{h=1}^4 \sum_{j=1}^{N_h} q_{jh} \left[\frac{\sum_{i=1}^{n_h} c_{ijh}}{n_h} \right]$	(Dolan et al., 1981)
3.	$\hat{L} = \frac{365}{n} \sum_{i=1}^n q_i c_i$	(Dolan et al., 1981)
4.	$\hat{L} = \frac{365}{12} \sum_{m=1}^{12} \left[\frac{\sum_i q_{im}}{N_m} \right] \left[\frac{\sum_i c_{im}}{n_m} \right]$	(Ferguson, 1987)
5.	$\hat{L} = \frac{365}{4} \sum_{h=1}^4 \left[\frac{\sum_i q_{ij}}{N_h} \right] \left[\frac{\sum_i c_{ih}}{n_h} \right]$	(Ferguson, 1987)
6.	$\hat{L} = \sum_{k=1}^2 \frac{N_k}{n_k} \left[\sum_{i=1}^{n_k} q_{ik} c_{ik} \right]$	(Verhoff at al, 1980)

1. - napi vízhozam, havi koncentráció; 2.- napi vízhozam, háromhavi koncentráció; 3 – átlagterhelés; 4. – havi vízhozam és koncentráció; 5. – háromhavi vízhozam és koncentráció; 6. – rétegzett átlagterhelés)

4.1 ábra: Az éves átlagterhelés becslésre szolgáló „átlagolási” módszerek

1.	$\hat{L} = (\bar{l}/\bar{q})Q$	(Cochran, 1967)
2.	$\hat{L} = \bar{r}Q + \frac{n(N-1)}{(n-1)}(\bar{l} - \bar{r}\bar{q})$	(Hartley és Ross, 1954)
3.	$\hat{L} = \hat{R}_Q Q$	(Quenouille, 1959)
4.	$\hat{L} = \left[\hat{R}_- + \frac{n(N-n+1)}{N\bar{q}}(\bar{l} - \hat{R}_- \bar{q}) \right] Q$	(Mickey, 1959)
5.	$\hat{L} = \hat{R} \left[\frac{1 + (1/n - 1/N)(s_{lq}/\bar{l}\bar{q})}{1 + (1/n - 1/N)(s_q^2/\bar{q}^2)} \right] Q$	(Beale, 1962)
6.	$\hat{L} = \hat{R} \left[1 - (1/n - 1/N) \left[\frac{s_q^2}{\bar{q}^2} - \frac{s_{lq}}{\bar{l}\bar{q}} \right] \right] Q$	(Tin, 1965)

4.2 ábra: Az éves átlagterhelés becslésére kidolgozott aránybecslő módszerek („ratio methods”)

A vízhozam idősorok többletinformáció tartalmának legnagyobb mértékű kihasználását a regressziós módszerek, tehát a vízhozam – terhelés kapcsolatok bevonása teszi lehetővé (Miertschim 1986). Napi koncentráció-vízhozam vagy terhelés-vízhozam kapcsolatokkal statisztikailag értékelhető hosszúságú idősorok esetében kísérletezhetünk. A sikert nagymértékben befolyásolja, hogy a teljes vízhozamtartományt lefedik-e a koncentráció adatok. A regressziós módszerek („rating methods”) alkalmazása hosszú múltra tekint vissza, különösen a lebegőanyagterhelés becslésében. A vízhozam és a terhelés kapcsolatát többnyire lineáris, logaritmikus, exponenciális vagy hatvány függvényekkel közelíthetjük (2. Függelék). A

szakirodalomban leggyakrabban log-log kapcsolatot használnak, mivel a vízhozamról és a koncentrációról feltételezik, hogy azok kétváltozós lognormál eloszlásúak. Ez a kapcsolat elméleti megfontolások szerint csak pontatlanul használható előrejelzésre, az eltérés azonban korrekcióval csökkenthető (Ferguson, 1987). Cohn (1989) az eltérést korrigáló tényezőt tovább javította a minimum varianciát eredményező tényező („MVUE”) bevezetésével.

A hazai szakirodalomban már a hetvenes években széleskörű elemzéseket folytattak a lefolyás által közvetített tápanyagterhelés meghatározására (Hock, 1970, Jolánkai és Pintér, 1982). Utóbbi tanulmány fontos megállapítása, hogy a vízhozam – terhelés kapcsolatrendszer nagyon sok tényező befolyásolja (mint például a lefolyást kiváltó csapadék intenzitása, a talaj fedettsége stb.), ezért a probléma a legtöbb esetben nem kezelhető kétváltozós összefüggés alkalmazásával. A különböző függvénykapcsolatokat felhasználó matematikai próbálkozások ellenére az összefüggések sokszor nem kielégítőek. Hock (1970) munkájában a vízhozam és a koncentrációk közötti kapcsolatok lehetséges alakulását részletes elemzéseknek vetette alá. A terhelés közelítésére javasolt összefüggése a vízhozam változását is figyelembe veszi:

$$L = a Q_i + b + d Q_i (Q_i - Q_{i-1}),$$

ahol L a vízhozam (Q) és a hozzá tartozó koncentráció (C) szorzatából számított adott időszakra vonatkozó anyagáram, a , b és d kalibrálandó paraméterek, Q_{i-1} a Q_i mérési időpontjánál egy időegységgel korábbi vízhozam. Hasonló, az áradó és az apadó vízhozamokat megkülönböztető összefüggésekkel is találkozhatunk. Mindenfajta pontosítás elengedhetetlen feltétele, hogy a kapcsolatok felállításához elegendő számú reprezentatív észlelésünk legyen. Ha nincs elég hosszú idősorunk, vagy a kapcsolat gyenge, alkalmazhatjuk a „klasterezés” vagy „skatulya” eljárást. Ennek lényege, hogy az adatokat a vízhozam szerint tartományokra osztjuk és az egyes osztályokat az észlelt koncentrációk középértékével és szórásával jellemezzük.

Az adatsorok rétegzése

A terhelésbecslés konfidenciahatárainak előírásánál is – mint ahogyan ezt a becslés hibájának meghatározásánál megállapítottuk – igaz, hogy az adatok normális eloszlást kellene követniük. A valóságban azonban az eloszlások általában erősen pozitívan ferdülnek, mert sok kicsi és kevés igen nagy értékből állnak össze. A vízhozamok a vízfolyás méretétől függően több nagyságrendnyit változhatnak. A hozamhoz kapcsolódó lebegőanyag koncentrációk változása elérheti a 3-4 nagyságrendet, így a lebegőanyag terhelése egyetlen év alatt 5-8 nagyságrenden belül mozoghat (Bodo és Unny, 1983). A legnagyobb változékonyságot árhullámok idején figyelhetjük meg, amelyek a teljes évnek csak rövid időszakára terjednek ki, részesedésük mégis jelentős az éves lefolyásban és terhelésben. A nagy változékonyság kezelésének hatékony módszere az adatok rétegzése. A szétválasztást oly módon kell elvégezni, hogy az egyes szegmenseken belül az eloszlás a normál eloszláshoz közelítsen. A rétegzés bármelyik fő csoportbeli terhelésbecslési módszerrel kombinálható, és jelentősen javítja a becslés pontosságát. A részidősorok önállóan kezelhetők, a rájuk vonatkozó becslések összegzésével a teljes időszak terhelése számítható. A módszer lehetővé teszi, hogy az egyes rétegekbe a mintákat azok változékonysága szerint válasszuk ki. Ha például m réteget értelmezzünk adott időszakon belül, a teljes időszak átlagterhelése (L_a):

$$\bar{L}_a = \frac{\sum_{j=1}^m N_j \bar{L}_j}{\sum_{j=1}^m N_j}$$

ahol L_j a j -edik réteg átlag terhelése, N_j a j -edik réteg hossza (nap). Az L_a -ra vonatkozó variancia (S^2_L):

$$\bar{S}^2 = \frac{1}{N^2} \sum_{j=1}^m N_j^2 S_j^2$$

A rétegezés az árhullámok leválasztásán és kezelésén túl az eltérések és pontatlanságok további forrásainak elkülönítését is lehetővé teszi. Bodo és Unny (1983) például 4 elsődleges réteget és 9 alréteget különített el. A rétegezés részletességét természetesen a rendelkezésre álló adatok határozzák meg. A módszer szubjektív elemeket is tartalmaz, hiszen kevés adatból intuitív módon kell megállapítanunk, amelyek a legnagyobb változékonyságot okozó tényezők. Tapasztalatok szerint általában a koncentráció-tartományok szerinti rétegezés adja a legjobb eredményt, de ezt a koncentráció vízhozam függésének jellege is befolyásolja. A kisvizek tartományában a koncentrációt elsősorban a pontszerű források tartják fenn, a vízhozam növekedésével a koncentráció exponenciálisan hígul. A diffúz terhelésekhez kötődő koncentrációk árhullámonként és évszakosan is eltérnek egymástól. Az árhullámok hígító hatása a koncentrációkat csökkenti, a vízgyűjtő talajairól érkező diffúz (pl. eróziós eredetű) anyagáram ugyanakkor növeli azokat (Hock, 1974). A koncentráció csúcsok rendszerint megelőzik a vízhozam tetőzését. Ezért az árhullámréteget úgy kell kijelölni, hogy az apadó ágon nagyobb vízhozam tartományt fedjenek le, mint az áradónál.

A becslési módszerek alkalmazásának szakirodalmi tapasztalatai

A nyolcvanas évek közepén elterjedt módszereket számos vízgyűjtő vízfolyásán kipróbálták. Preston (1989) vizsgálatai szerint a Beale-féle aránybecslést találták az egyetlen olyan módszernek, amelyik mind a nyugodt, mind a heves vízjárású folyóknál (utóbbi esetben csak rétegezés esetén) elfogadható eredményt hozott. Ugyanakkor többen azt igazolták (Littlewood, 1995), hogy az aránybecslés nem megfelelő, ha a koncentráció és a vízhozam adatok között erős pozitív korreláció van (a koncentráció a vízhozammal növekszik). A regressziós módszerek sikeres alkalmazásáról is sok példát találhatunk a szakirodalomban. Legtöbbször a vízhozam és koncentráció, illetve a vízhozam és terhelés közötti logaritmikus függvényeket használták (Kronvag és Bruhn, 1996, Cooper és Watts, 2002, Letcher és mtsai, 2002). A kapcsolatot gyakran az adatok vízhozam szerinti rétegzésével próbálták javítani, de Asselman (2000) a lebegőanyagterhelés számításánál hangsúlyozta a szezonális megkülönböztetés fontosságát is. Smart és mtsai (1999) egy észak-kelet skóciai folyó terhelésének becslésénél ugyanezt állapították meg, azonban hangsúlyozták, hogy a szezonális szétválasztás csak akkor javítja a becslés pontosságát, ha a vízhozam-koncentráció kapcsolata elég szoros.

Mindezek alapján leginkább arra a következtetésre juthatunk, hogy az eredmények eltérőek, és több mint két évtized tapasztalata alapján egyik eljárás sem bizonyult lényegesen jobbnak a többinél. A kiválasztást a rendelkezésre álló adatok jellege és az adatsorok hosszúsága mellett a számításigény és a felhasználás jellege határozza meg. Valamennyi módszer feltételezésekkel él a felhasznált adatok statisztikai jellemzőire vonatkozóan. Ha az adatsorok statisztikai jellemzőit ismerjük, az annak megfelelő módszer a szakirodalomból könnyebben kiválasztható. A számítások pontosságának leggyakoribb korlátozó tényezője az adathiány. A hiányos adatsorok kiértékelésekor vigyázni kell, hogy a statisztikai elemzéseket ne csak a pontosság látszatának keltésére alkalmazzuk. Valamely megoldási módszer ugyanis lehet elegáns, ám a végeredmény csak annyira pontos, amennyire azt az adatok információtartalma lehetővé teszi.

A terhelésbecslés hibája statisztikai alapon, eltérő mintaszám esetén

Az éves anyagáramok becslésének hibáját a statisztika elméletéből levezetett összefüggés alapján tudjuk számítani (3. előadás). Ha célunk a terhelés meghatározása, a koncentráció (C) és a vízhozam (Q) idősorára van szükség. Általában a koncentrációra havi, kétheti, esetleg heti észleléseink vannak, a vízhozam adatok azonban sokkal nagyobb gyakoriságban állnak rendelkezésre ($N_Q > n_c$). Ez lehetőséget nyújt arra, hogy a terhelés idősor relatív szórását, amelynek számításához n számú adatként van, az $N > n$ vízhozam észleléssel „korrigáljuk”. Két, egymástól nem feltétlenül független változó (esetünkben Q és C) szorzatának, azaz a terhelésnek (L) várható értéke és szórása:

$$\bar{Y}_{QC} = \bar{Y}_Q \bar{Y}_C + \text{Cov}(Q, C),$$

és

$$\sigma^2_{QC} = \bar{Y}_{Q^2C^2} - \bar{Y}_{QC}^2.$$

A szorzat varianciája:

$$V_L = \sigma^2 = V_Q V_C + V_Q \bar{Y}_C^2 + V_C \bar{Y}_Q^2 - 2\bar{Y}_Q \bar{Y}_C \text{Cov}(QC) - \text{Cov}^2(QC) + \text{Cov}(Q^2C^2)$$

feltéve, hogy Q-ra és C-re azonos számú minta áll rendelkezésre. Az előző összefüggéseket formálisan átírva a terhelés (L) relatív szórása ($\bar{\sigma}_{LN}/\bar{Y}_{LN}$):

$$\frac{\sigma_{LN}}{\bar{Y}_{LN}} = \frac{\sigma_{Qn}}{\bar{Y}_{Qn}} \beta, \quad \text{és} \quad \beta = \sqrt{1 + \frac{\sigma_{Cn}^2}{\bar{Y}_{Cn}^2} + \frac{\sigma_{Cn}^2 / \bar{Y}_{Cn}^2}{\sigma_{Qn}^2 / \bar{Y}_{Qn}^2}},$$

ha az egyszerűsítés érdekében a kovarianciát tartalmazó tagokat elhanyagoljuk. Ha feltételezzük, hogy β nem függvénye a mintaszámnak (a Zala napi adataival végzett elemzések ezt alátámasztották, Clement és Buzás, 1998), a terhelésbecslés hibáját meghatározó relatív szórás (σ_{LN}/\bar{Y}_{LN}) közelíthető az $n < N$ mintaszámra számított β értékkel. Azaz, első lépésben β -t számítjuk az n számú észlelési adatból:

$$\beta = \frac{\sigma_{Ln} / \bar{Y}_{Ln}}{\sigma_{Qn} / \bar{Y}_{Qn}},$$

majd ezután a terhelés idősor relatív szórását az

$$\frac{\sigma_{LN}}{\bar{Y}_{LN}} \cong \beta \frac{\sigma_{QN}}{\bar{Y}_{QN}}$$

összefüggéssel, tehát az n adatból számított relatív szórás a koncentráció észlelésnél gyakoribb (N számú) vízhozam adatokkal korrigáljuk. Ennek segítségével a terhelésbecslés hibája $n < N$ vízminőségi adatra is számítható.

Az összefüggésből az is látható, hogy a terhelés hibája a vízhozam és a koncentráció átlagától és varianciájától, illetve a kettő közti kovarianciától függ. A vízjárás változékonysága alapvetően befolyásolja a terhelésbecslés pontosságát, azonban a hiba csak akkor közelíthető a vízhozam relatív szórásával, ha β értéke 1-hez közelít. Ha a vízhozam és a koncentráció között van összefüggés, és különösen, ha ez pozitív korreláció, a terhelésbecslés hibája magasabb lesz a vízhozam hibájánál, azaz a vízhozamból számított hiba csak alsó becslésnek fogadható el.

Felhasznált irodalom:

Clement, A (2004): Foszforterhelés meghatározása és hatása sekély tavak anyagforgalmára. PhD értekezés, BME

5. előadás

Mintavételezés és helyszíni mérések, vízkémiai elemzéshez szükséges vízminták terepi előkészítése, vízkémiai analitikai módszerek

A mintavételezés céljáról és feladatairól az első előadásban részletesen szoltunk, most először a vízkémiai mintavételek módszereit és eszközeit mutatjuk be. Ismertetjük a mérési módszerek főbb típusait és a mérés típusok elvét.

Vízminták vétele

A vízmintavételt technikai szempontból több tényező is befolyásolja:

- Áramló vízű kis patakokból gyakran elegendő vödörrel, merített mintát venni. Ilyen vizekben a víz kémiai jellemzői sem mélység, sem keresztaszelvény mentén nem változnak.
- Nagy folyók esetében sincs lényeges mélység menti változás a kémiai jellemzők értékeiben, azonban a keresztaszelvény mentén már lehetnek változások. Ezek oka természetes is lehet, de a szennyezőanyag bevezetések miatt sokkal gyakoribb a keresztaszelvény menti változás. A keresztaszelvény mentén ezért több mintát is célszerű venni. Ezek mindegyike külön-külön is vizsgálható, de egyenlő térfogatú (aliquot) alminták révén átlagolhatók is, és csak az átlagmintát mérjük.
- Tavakban az áramlások kisebb mértékűek, mint folyókban, ezért a vízminőség térbeni változása nagy lehet, ezt a mintavétellel is követni kell. Sekély tavakban kémiai rétegzettség nem alakul ki, ezeket a szél gyakran átkeveri. Sekély tavakban ezért a víz kémiai állapotának mélység szerinti változása általában csekély mértékű (kivétel, ha a víz erősen algás = hipertróf). A kémiai vizsgálatok céljára ezért elegendő a merített minta. A területi változások azonban nagyok is lehetnek, ezért a jellemző vizekterekről érdemes mintákat gyűjteni, majd azokat külön-külön, vagy aliquot mennyiségeket összeöntve, kompozit mintákat érdemes vizsgálni.
- Mély, rétegzett tavak esetében a víz kémiai állapota a rétegzettség időszakában lényegesen változik a függély mentén. Ezekben a tavakban tehát mélységi mintákat is kell venni. Külön-külön mérésük javasolt, mert a rétegzettség minősége lényeges többlet információt jelent.
- A felszín alatti vizek mintázásához különböző céllal létesített kutakra (figyelőkút, termelőkút, stb.) van szükség. A kutak mintázása búvárszivattyúval történik. A kút térfogatának háromszorosát kell előbb kiszívni, majd utána vehetjük meg a mintát.

A mintavevő eszköznek, és a mintatároló edénynek tisztának kell lenni, emellett célszerű, ha a mintavevőt és a mintatároló edényt is háromszor átöblítjük a mintázandó vízzel. Fontos szempont, hogy már a mintázásra felkészülés időszakában tudnunk kell, hogy mit akarunk mérni a mintákból, mert ez befolyásolja, hogy milyen mintavevőt, milyen helyszíni tartósítást, illetve milyen mintatároló edényt használhatunk. az alapvető szabályok az alábbiak:

- Ne használjunk fémeszközöket, amennyiben fémmérés történik a mintákból.
- Üveg edényzetet használjunk, ha szerves mikroszennyező mérések lesznek a mintákból.

A hagyományos kémiai mérésekre megfelelő a fém és a műanyag eszközök használata. Legegyszerűbb mintavevő eszköz a vödör, mely felszíni merített vízminta vételére alkalmas. A mélységi minta vételére legegyszerűbb a Meyer palack (lásd alábbi ábra). Az eszköz egy fémhálóba font, csiszolt dugós üvegpalack, melynek aljára ólomsúlyt erősítettek. Ledugaszolt állapotban a palackot a megfelelő mélységbe leengedik, a zsinórt megrántják, erre a dugó

kijön a palackból. A palack megtelik a mélységi vízzel, felhúzzható, és a minta a tároló edénybe önthető.



Meyerpalack

A másik mélységi mintavételre alkalmas vízminta-vevő a Ruttner palack. A mintavevő lényegében egy cső, amelynek két végét zárszerkezet zárja le. Az alábbi ábrán látható nyitott állapotban a mintavevőt kötéllel leeresztik a kívánt mélységbe. A kötéllel egy elsütő súlyt engednek le, amely elsüti a zárszerkezetet, és a mintavevő két végén levő sapka a csövet lezárja a benne levő vízmintával együtt. Ezután a mintavevőt a felszínre felhúzzák, és a minta tárolóedénybe kiengedhető. Rétegzett mély tavak mintázásánál nélkülözhetetlen az ilyen mintavevő.



Mélységi vízminta-vevő (Ruttner-palack)

Az alábbi ábrán egy hordozható, és egy telepített automata mintavevő látható. Ezek a vízminta-vevők modernebb változatai. A hordozható automata mintavevőt be lehet programozni aszerint, hogy pontmintát, vagy átlagmintát akarunk venni. Meg lehet határozni azt is, milyen időközönként vegyen mintát, vagy átlagoljon. A mintát egy csövön keresztül veszi a vízből szivattyú segítségével. Az automata mintavevő különösen olyan esetekben hasznos eszköz, ha az időbeni változások nagyok lehetnek. Gondoskodni kell a gyűjtött minták rendszeres elszállításáról, esetenként hűtéséről. Gyakran a mintavevő őrzését is meg kell oldani, mert drága eszközről van szó.



Hordozható, és telepíthető automata vízminta-vevő

(http://www.google.hu/imgres?q=%22automata+v%C3%ADzmintavev%C5%91%22&hl=hu&sa=X&qscrl=1&nord=1&rlz=1T4FTSF_hu__HU433&tbm=isch&prmd=ivns&tbnid=F4jbv0qj0yxUuM:&imgrefurl=https://hu.vwr.com/app/Header%253Ftmpl%253D/environment/sample_collection.htm&docid=2ki94n6tBaYdoM&w=200&h=200&ei=Tv1UTuS6E4v0sgaFvaH4Dw&zoom=1&iact=rc&page=1&tbnh=160&tbnw=160&start=0&ndsp=32&ved=1t:429,r:25,s:0&tx=87&ty=101&biw=1920&bih=844)

Bonyolultabb berendezések a vízminőségi monitorok. Ezek telepített berendezések, amelyek nemcsak a vízmintákat veszik meg előre programozott módon, hanem nagyon sokféle komponenst is tudnak automatikusan mérni. A hagyományos fizikai-kémiai jellemzőkön kívül (pH, vezetőképesség, oldott oxigén, vízhőfok, oxigéntelítettség, redox potenciál) a monitorok bizonyos tápanyag formák mérésére is alkalmasak spektrometriás mérések révén, titrálásos méréseket is tudnak végezni, és néhány más jellemző mérésére is használhatók.

Üledékminták vétele

Az üledékben számos anyag és vegyület halmozódhat fel, emellett az üledék-víz kölcsönhatás számos víztérben nagy jelentőségű anyagforgalmi tényező, ezért üledék kémiai vizsgálatára is általában nagy szükség van. Többféle üledékminta-vevő létezik, az alábbiakban kettőt mutatunk be.

Az Ekman-Birge féle iszapmarkoló álló és áramló vízben is alkalmazható, többé-kevésbé intakt (zavart) üledékminta vehető általa. Az alábbi ábrán ilyen mintavevőt mutatunk be. Előnye, hogy felhúzásakor kisebb mintaveszteség, különösen finomszemcsés alzaton ajánlott a használata. Kavics, kő, kagylóhéj gátolják a pofák összezáródását. Kvantitatív mintavételre is alkalmas. A mintavevőt felhúzott, nyitott szájjal, kötéllel engedjük le az üledék felszínére. A kötélben egy futósúllyal elsütjük a zárszerkezetet, mire a mintavevő szája bezáródik. A mintavevő, benne a mintával, felhúzható, és a szükséges mennyiségű minta, tároló edénybe gyűjthető.



Ekman-Birge féle üledékminta-vevő

Az üledék minőségének mélység szerinti változása általában fontos információ hordozó. Ezért gyakran szükség van zavartalan (intakt) üledékminta vételére. Ilyen eszközt mutat be az alábbi ábra. A mintavevő lényege egy plexi cső, amelyet a tartószerkezetre erősített rúddal az üledékbe szúrunk. Ezután a mintavevőt kiemeljük, és a plexi csőben levő intakt üledékmag kitolható a csőből, és tetszés szerint szeletelhető, és külön-külön elemezhető.

Az üledékmintákból általában a szárazanyag tartalmat, az izzítási veszteséget, az összes foszfor, összes nitrogén és összes széntartalmat határozzák meg, de lehetőség van minta előkészítés után a nehézfémek, illetve különböző szerves mikroszennyezők mérésére is.



Intakt üledékminta-vevő

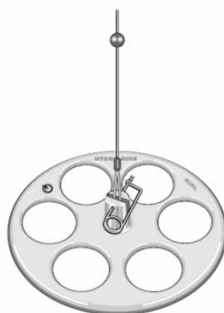
Minta előkészítés és szállítás

A hagyományos vízkémiai jellemzők mérésére gyűjtött mintákat nem szükséges, illetve nem lehet tartósítani. A vízmintákat hűtőtáskában, vagy hűtőszekrényben +4 °C-on kell tárolni a feldolgozásig. A mintafeldolgozást 24 órán belül meg kell kezdeni. A hűtés célja az, hogy a vízminta jellemzői ne változzanak meg a szállítás során.

Vízkémiai analitikai módszerek

Helyszíni mérések

Számos vízkémiai jellemző kellő pontosságú helyszíni mérésére rendelkezésre állnak műszerek. Ezeket a méréseket célszerű is a helyszínen, és nem a laboratóriumban elvégezni. Ilyen jellemző a pH, a vezetőképesség, az oldott oxigén koncentráció, az oxigéntelítettség, a vízhőfok, és a redox potenciál. E jellemzőket terepműszerrel elektrometrikus mérésekkel tudjuk mérni. A víz átlátszóságát is a helyszínen szokták mérni. Erre a célra az ún. Secchi korongot használják, amelyet az alábbi ábra mutat be. A korongot a hajó (csónak) árnyékos oldalán, madzagon a vízbe eresztik, és megméri azt a mélységet, ahol a korong éppen már nem látható. A Secchi mélység kétszerese a fotoszintetikusan aktív vízréteg (a trofogén zóna) határa.



Secchi korong

Számos egyéb vízkémiai jellemző mérésére is rendelkezésre állnak a kereskedelmi forgalomban kapható terepi módszerek (pl. lúgosság, keménység, oldott tápanyagformák, stb.), ezekkel tájékozódó jellegű méréseket a helyszínen is tudunk végezni. Ha pontosabb mérésekre van szükségünk, akkor ezeket a méréseket inkább jól felszerelt laboratóriumban kell elvégezni.

A fémek meghatározására szolgáló mintát műanyag edényben tároljuk, a kb. 100 mL-esmintát néhány csepp tömény HNO_3 (salétromsav) oldattal tartósítjuk, a mérést laboratóriumban végezzük atomabszorpciós módszerrel.

Titrálás

A titrálás ismert koncentrációjú mérőoldat lassú adagolását jelenti a mérendő anyag oldatához mindaddig, amíg egy indikátor, vagy egy mérőberendezés azt nem mutatja, hogy a mért anyagot a mérőoldat kémiaiilag teljesen fel nem használta. Ezt a titrálási pontot a titrálás végpontjának nevezzük, a felhasznált mérőoldatmennyiséget pedig titernek.

A semlegesítésre, sav-bázis reakcióra alapozott titrálás (acidi-alkalimetria) a végpont jelzésére vagy (gyakran speciálisan erre a célra fejlesztett) kémiai vegyületeket (indikátorokat), vagy elektromos jelzőberendezéseket használ. Ez utóbbi az oldat szabványos körülmények között mért elektromos vezetőképességét, vagy feszültségét méri a végpont meghatározására. Az utóbbi két módszer neve konduktometriás, ill. potenciometriás titrálás. Acidimetriával a lúgosságot (p- és m-lúgosságot) szoktuk meghatározni.

Redoxi titrálás esetén az egyik reagáló anyag oxidálódik, a másik redukálódik a titrálás alatt. E módszert alkalmazva a végpont mérésére vagy egy feszültséget mérő potenciométer használandó, vagy egy ún. redox indikátor.

A komplexometriás vagy kelatometriás titrálás az egyes elemek komplex vegyületeket képző tulajdonságát használja, amikor a komplexképződés színváltozással jár. A komplexometriás titrálás jó alkalmazási területe több fémion mennyiségi meghatározása oldatban, de a feltétel az, hogy több zavaró komplex ne jöjjön létre. Az EDTA (etilén-diamin-tetraecetsav) kiválóan alkalmas kelátképző vegyületnek bizonyult. A víz keménységének (Ca és Mg koncentrációja utal rá) mérésére pedig eriochrom-fekete-T indikátort használunk.

A csapadékos titrálás alapja a meghatározandó ion és a mérőoldattal hatóanyaga közötti csapadékképződés. Az analitikai célra felhasználható reakcióknak több követelménynek is meg kell felelniük, ezért e módszer alkalmazása köre viszonylag szűk. A kloridion mérése is csapadékos titrálással történhet (AgCl csapadék képződik). A szulfátion mérése azon alapul, hogy a szulfátion báriumionnal nagyon rosszul oldódó BaSO₄ csapadékot képez, amely zavarosságot okoz. A zavarosság mértéke egyenesen arányos a szulfátion koncentrációjával, bizonyos koncentráció tartományban.

Spektrometriás mérések

Számos vízminőségi jellemző határozható meg színreakciójuk alapján, spektrometriás méréssel. A spektrometriás mérés alapja az, hogy a meghatározandó ion, vagy vegyület, meghatározott körülmények között jellemző színreakcióba lép azzal a reagenssel, amelyet a méréshez felhasználunk. A kialakuló szín erőssége egyenesen arányos a mérendő vegyület koncentrációjával, bizonyos tartományban. A szín erősség spektrofotométerben mérhető olyan mintával szemben (ún. vak mintával szemben), amely a mérendő iont, vagy vegyületet nem tartalmazza, de a reagenseket igen.

A spektrometriás mérések a fényelnyelésen alapulnak. Egy anyag vizes oldatának fényelnyelését ábrázoljuk a besugárzó fény energiájának (hullámhosszának) függvényében. A fényelnyelést egy mértékegység nélküli mennyiség az abszorbancia jellemzi.

$$A = \lg \frac{I_0}{I}$$

Ha besugárzunk egy oldatot egy I_0 intenzitású, adott hullámhosszúságú (monokromatikus) fénysugárral, annak intenzitása a fény abszorpció miatt I -re csökken. Az anyag koncentrációja (c) és az adott (λ) hullámhosszúságú sugárzásra mért abszorbancia (A_λ) közötti összefüggést írja le (Lambert-Beer törvény).

$$A_\lambda = \varepsilon_\lambda \times c \times l$$

Egységnyi koncentrációjú oldat (1 mól/l) egységnyi (1 cm) rétegvastagságnál mért abszorbanciája.

Azon a hullámhosszon célszerű mérni, amelyen a színes oldat fényelnyelése a legnagyobb. A koncentráció meghatározásához ún. kalibráló sort készítünk. Különböző, általunk pontosan ismert koncentrációjú oldatokat állítunk elő, ezeket reagáltatjuk a reagens oldatokkal pontosan

úgy, ahogy a vízmintánkat. Felállítjuk a koncentráció – fényelnyelés összefüggést, majd ennek alapján az ismeretlen minta fényelnyeléséből a koncentráció könnyen számítható.

Spektrometriás módszerrel határozható meg számos növényi tápanyag (foszfátion, nitrátion, nitrition, ammóniumion) koncentrációja. Az összes foszfor, összes nitrogén koncentráció meghatározása is visszavezethető foszfátion és ammóniumion mérésre, előtte azonban a foszfor és nitrogén vegyületeket savas közegben magas hőfokon roncsolni kell.

Atomabszorpciós spektrometria (www.ttk.pte.hu/analitika/letoltesek/jegyzet/ch05s02.html)

Az atomabszorpciós módszerek során elsősorban termikus energia segítségével alapállapotú szabad atomokat állítunk elő, majd az így létrehozott atomok által elnyelt (abszorbeált) elektromágneses sugárzást (fényt) vizsgáljuk. Ebből a sugárzásból, mely egy külső fényforrásból származik, az atom a gerjesztési energiájának megfelelő hullámhosszúságú fotont elnyeli, és így gerjesztett állapotba kerül (elektrongerjesztés). A sugárzás azon része, mely nem fordítódik a gerjesztésre tovább halad a detektor felé, ahol így fényintenzitás csökkenést mérünk (adott hullámhosszon). Ez a fényintenzitás csökkenés egyértelmű kapcsolatban áll a fényelnyelést okozó atomok koncentrációjával.

Az atomabszorpciós vizsgálatokhoz szükséges szabad, alapállapotú atomokat többféle módon (lángban, grafitkemencében) előállíthatjuk. Ha a lángban történik a minta atomizálása, akkor láng-atomabszorpciós spektrometriáról (FAAS) beszélünk.

Az atomabszorpciós (és emissziós) vizsgálatokhoz gáz halmazállapotú szabad atomokat kell létrehozni a mintából (atomizálás). Ez az átalakulás az atomforrásban játszódik le, ami rendszerint egy magas hőmérsékletű tér.

A korábban ismertetett lángot már régóta sikeresen használják atomizáló közegként. Előnye hogy viszonylag egyszerűen és olcsón előállítható, továbbá reprodukálható eredményeket szolgáltat. Hátránya, hogy nagy anyagmennyiséget (néhány cm^3) igényel, és a mérendő elemek tartózkodási ideje a (fényelnyelés szempontjából) vizsgált lángrészen viszonylag kicsi, ami korlátozza a módszer érzékenységét.

Az érzékenység növelésére vezették be az elektrotermikus atomizálást. A grafitkemencés atomabszorpciós spektrometriában (GFAAS) az atomizálás egy elektromosan felfűtött grafitcsőben történik. A grafitcsőbe bevitt oldatok, vagy szilárd minták a felfűtés során először elpárolognak, később termikusan atomjaikra disszociálnak. A grafit igen nagy hőmérsékletig hevíthető, jól megmunkálható elem. A felfűtés számítógéppel vezérelt, pontos hőmérsékletprogramozással történik, ami négy részből áll: szárítás, hamvasztás, atomizálás és kiégetés. A GFAAS előnye, a nagy érzékenységen kívül, kicsi mintaigénye, ami néhány (5-100) mikroliter.

Az atomabszorpciós módszer az atomforráson (láng, grafitcső) áthaladó fény intenzitáscsökkenését méri. A vizsgált atom vonalán észlelt fényintenzitás csökkenés és a fényelnyelést okozó atomok koncentrációja közötti összefüggést a Lambert-Beer törvény írja le.

Elvileg, ha a vizsgált mintaoldat koncentrációja nő vagy csökken, akkor a lángban keletkező szabad atomok koncentrációja is hasonlóan változik (bizonyos koncentrációtartományban). Ez a növekedés vagy csökkenés akkor lesz koncentráció-arányos, ha a mérések során a

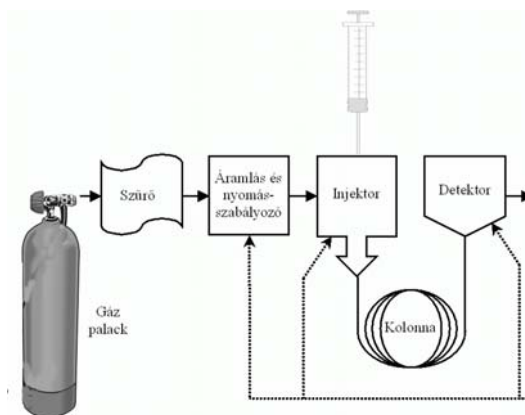
mintabeviteli (porlasztási) körülmények és az atomizáció körülményei a lángban nem változnak.

Gázkromatográfia

Széles körben alkalmazható analitikai módszer a gázkromatográfia, mely termikusan stabil, illékony, szerves és szervesetlen vegyületek elválasztására szolgáló eljárás. Kiválóan alkalmas többek között szénhidrogének és származékainak, kozmetikumok adalékanyagainak, élelmiszerek aromaanyagainak, gyógyszerek összetételének, növényvédőszeres és maradékainak, környezetszennyező anyagoknak a meghatározására. Előnyei közé tartozik a hatékonysága, szelektivitása, kicsiny mintaigénye, egyszerűsége, továbbá, hogy az elválasztás során a mintakomponensek nem roncsolódnak, így akár kapcsolt technikával (pl. gázkromatográf és tömegspektrométer) az analízis tovább folytatható (<http://www.ttk.pte.hu/analitika/letoltesek/jegyzet/ch07s02.html>).

A kromatográfias eljárások célja valamely összetett elegy komponenseinek a szétválasztása. Azokat az elválasztási folyamatokat nevezzük kromatográfianak, amelyeknek során a komponensek elválasztása egy nagy felületű álló fázis és egy azon keresztül haladó áramló fázis közötti megoszlás alapján jön létre, a komponensek különböző megoszlási hányadosa következtében.

A mozgófázis (vivőgáz) gáz, az állófázis lehet szilárd (gáz-szilárd kromatográfia), vagy folyadék (gáz-folyadék kromatográfia) halmazállapotú. A többi kromatográfias eljárással szemben az inert vivőgáz nem lép kölcsönhatásba a mintával. A gázkromatográfban (GC) működés közben állandóan áramlik a vivőgáz, amely képes a gőz állapotú komponenseket - amelyeket egy adott pillanatban a mintaadagolóba juttatunk és elpárologtattunk- áthajtani az oszlopon/kolonnán (mely az elválasztást végzi), és eljuttatni az oszlop végéhez csatlakozó detektorba. Az elválasztás folyamata hasonló, mint a többi kromatográfias eljárásoknál. Ha megfelelően választjuk meg a kromatográfias körülményeket a minta komponensei külön sávokban fokozatosan elkülönülnek a mozgófázisban, és a szétválasztott komponensek az állófázissal történő kölcsönhatásuk erősségének fordított sorrendjében fogják elhagyni a rendszert. A kromatográfias elválasztást befolyásoló tényezők: a vivőgáz minősége és sebessége, a hőmérséklet, az oszlop hossza és belső átmérője, az állófázis típusa és vastagsága. A detektor jelzi a szétválasztott komponenseket, valamilyen fizikai vagy kémiai tulajdonságuk mérésével (<http://www.ttk.pte.hu/analitika/letoltesek/jegyzet/ch07s02.html>).



A gázkromatográf készülék vázlatos felépítése (<http://www.ttk.pte.hu/analitika/letoltesek/jegyzet/ch07s02.html>)

A mérés két részből áll: minta előkészítésből és magából a kromatográfiás elválasztási folyamatból. A mérés előkészítése során először feloldjuk a mintát egy olyan oldószerben, amely biztosan nem ér át egyszerre a kolonnán a minta egyetlen fontos komponensével sem (koelúció), majd a mintából egy kis mennyiséget a készülékbe juttatunk az injektoron keresztül. Itt keverjük a gázneművé alakított (vagy már gáznemű) mérendő mintát egy másik, semleges gázban, az úgynevezett vivőgázban, mely folyamatosan áramlik egy csövön át. A vivőgáz leggyakrabban hidrogén vagy hélium, de a nitrogént is alkalmazzák bizonyos esetekben. A csőből a keverék olyan „akadálycsőbe”, kolonnába kerül, amelyben nagy felületű anyagot tartalmazó szilárd szemcsék helyezkednek el. Ezek a szilárd szemcsék kettős akadályt képeznek. Egyrészt mozgásukban is, másrészt felületi aktivitásukkal is akadályozzák a beáramló gázelegyet. Az ismeretlen gáz összetevőire különbözőképpen hatnak az akadályok, ezért az ismeretlen gázelegy összetevői más és más mértékben lassulnak le a hosszú akadálycsövön való áthaladás során. Az áthaladás végére így különböző sorrendben érkeznek meg és egymást követve jutnak az érzékelő rendszerbe. Léteznek igen vékony ún. kapilláris kolonnák is. Ezek polimid borítású üvegcsővek, melyekben szilárd adszorbens, vagy folyadékfilm segíti elő az elválasztást. Kapilláris oszloppal rendszerint sokkal nagyobb elméleti tányérszám érhető el, mint töltetessel. A leggyakrabban használt érzékelők: a hővezető-képességi detektor illetve a lángionizációs továbbá az elektronbefogási detektor. A detektálást gyakran önálló eszközzel, például tömegspektrométerrel vagy infravörös spektrométerrel végzik el (<http://hu.wikipedia.org/wiki/G%C3%A1zkromatogr%C3%A1fia>).

Ajánlott irodalom

Felföldy, L. (1974): A biológiai vízminősítés

Gulyás, P. (1983): KGST Biológiai módszerek. VHB 12, VÍZDOK, Budapest.

www.ttk.pte.hu/analitika/letoltesek/jegyzet/ch05s02.html

http://www.google.hu/imgres?q=%22automata+v%C3%ADzmintavev%C5%91%22&hl=hu&sa=X&qscrl=1&nord=1&rlz=1T4FTSF_hu__HU433&tbn=isch&prmd=ivns&tbnid=F4jbv0qj0yxUuM:&imgrefurl=https://hu.vwr.com/app/Header%253Ftmpl%253D/environment/sample_collection.htm&docid=2ki94n6tBaYdoM&w=200&h=200&ei=Tv1UTuS6E4v0sgaFvaH4Dw&zoom=1&iact=rc&page=1&tbnh=160&tbnw=160&start=0&ndsp=32&ved=1t:429,r:25,s:0&tx=87&ty=101&biw=1920&bih=844

<http://hu.wikipedia.org/wiki/G%C3%A1zkromatogr%C3%A1fia>

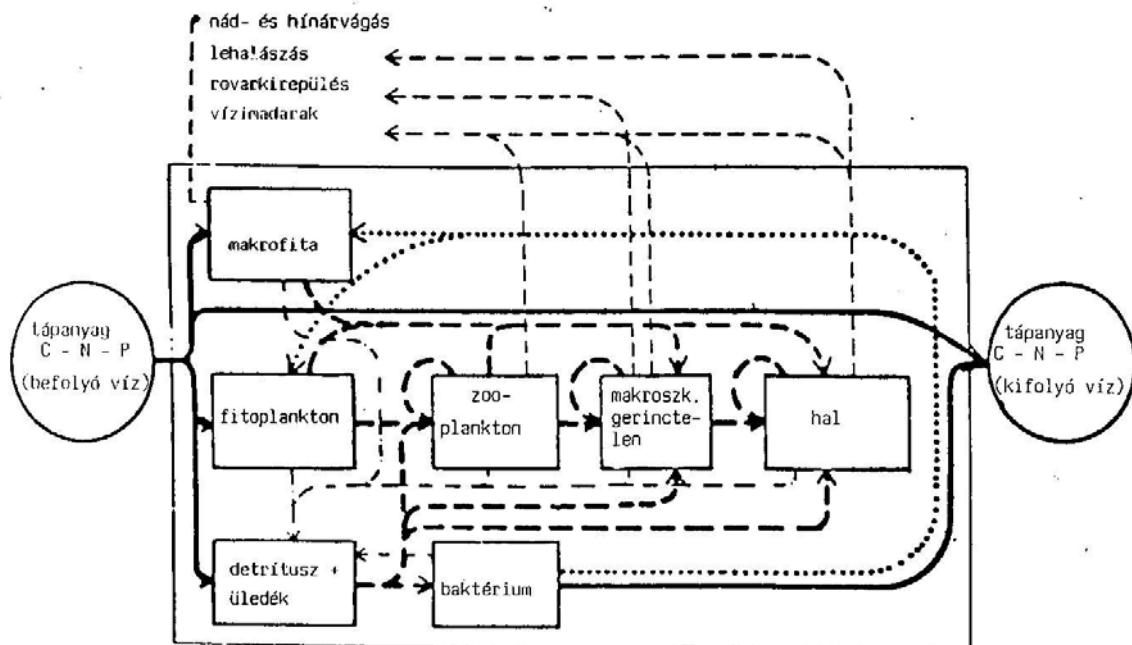
<http://www.ttk.pte.hu/analitika/letoltesek/jegyzet/ch07s02.html>

6. előadás

Hidrobiológiai vizsgálatok célja, mintavételezés és mérések különböző élőlénycsoportok esetében

Hidrobiológiai vizsgálatok célja

A vízi ökoszisztéma az élettelen és élő kompartmentek bonyolult kölcsönhatásrendszere. A nagyon leegyszerűsített szerkezetét az alábbi ábra mutatja. A vízterbe a befolyó vizekkel tápanyagok (C, N, P) kerülnek, ezen kívül a befolyó víz tartalmaz élő és holt szerves anyagot, egyéb szervesanyagokat, és szilárd lebegőanyagot. A növényi tápanyagokat az algák, vagy a makrofitonok vehetik fel. Az algákat a zooplankton szűrő szervezetei fogyasztják elsősorban. A zooplankton kiváló táplálék szervezet a makroszkópikus gerincteleneknek és a halaknak. A boksokba visszatérő nyilak azt jelzik, hogy egyes élőlény csoportokon belül léteznek ragadozó szervezetek, melyek a saját bokszukból (is) táplálkozhatnak. A makrofitonok táplálékai a vízi madaraknak, emlősöknek, és az amúrnak. Az élő szervezetek elpusztulásuk után a detrituszt alkotják (holt szerves anyag törmelék), melynek nagy része az üledékben bomlik le. A lebontó szervezetek mikroorganizmusok (baktériumok, gombák, stb.). Ezek két csoportja: szaprofita szervezetek és ásványosítók. A rendszerből anyag legnagyobb részét a kifolyó vízzel távozik, de kikerülhet más úton is (pl. lehalászás, rovar kirepülés, a vízmadarak táplálékként kiviszik, nádatartás, stb.).



A vízi anyagforgalom egyszerűsített ábrája (Dr. Csányi Béla nyomán)

A hidrobiológiai vizsgálatok célja a fenti ábra alapján többért:

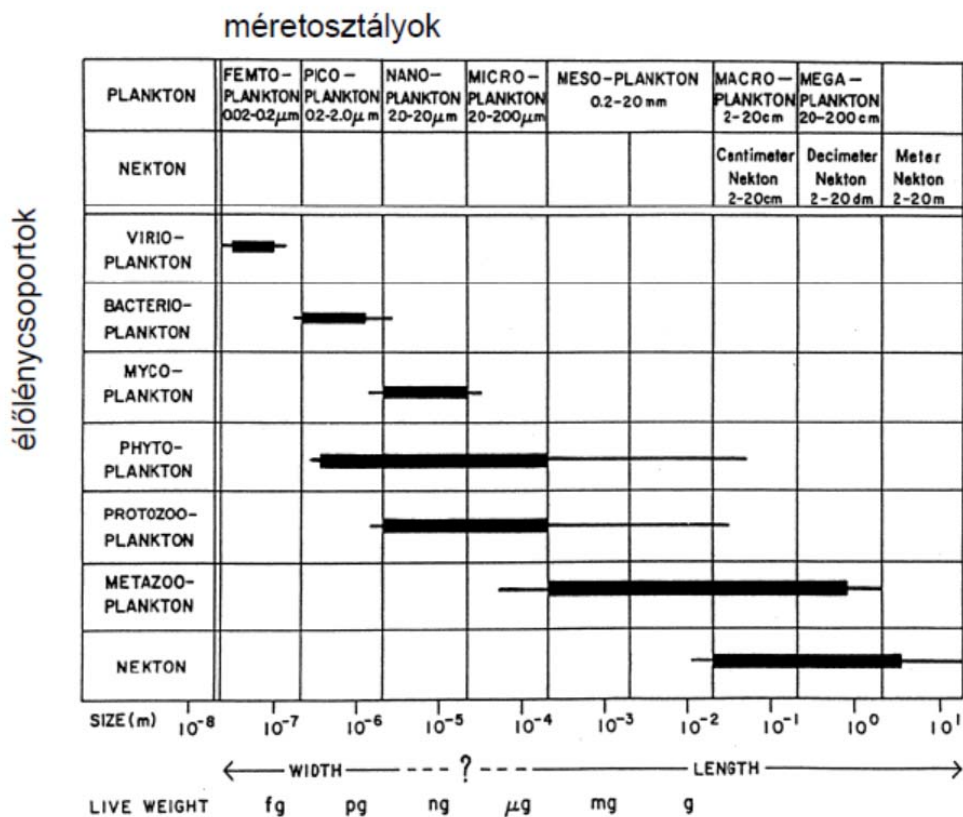
- A különböző élőlény együttesekre jellemző fajösszetétel és gyakoriság, valamint lehetőség szerint biomassza meghatározása.
- Az egyes élőlény együttesek közötti anyagforgalom meghatározása.
- Az élőlény együttesek tér- és időbeni mintázatának jellemzése.

A hidrobiológiai vizsgálatok ezen kívül kiterjedhetnek a védett és veszélyeztetett fajok és élőhelyeik vizsgálatára is (természetvédelmi monitoring).

A biológiai vizsgálatok módját adnak a lakosság, az ipar és a mezőgazdaság vízszolgáltatásával kapcsolatos néhány különleges gyakorlati probléma megoldására is (Gulyás 1983):

- Egészséges-e a vízi ökoszisztéma úgy szerkezeti, mint anyagforgalmi szempontból?
- Alkalmos-e a víz a különböző emberi használatokra?
- Milyen tisztítási technológiát kell alkalmazni a különböző vízhasználatok esetében?
- Felhasználható a vizek általános jellemzésére, minősítésére.
- Megállapítja a vízminőséget károsan befolyásoló és a műszaki berendezésekben zavart vagy kárt okozó élőlények megtelepedésének és elszaporodásának okait.
- Segít feltárni a biológiai szennyvíztisztító berendezésekben végbemenő folyamatok lényegét. Amennyiben a berendezések nem dolgoznak a kívánt hatásokkal, lehetővé teszi az okok felderítését és segít megszüntetésükben.
- Az indikátor élőlényekre gyakorolt hatás alapján megállapítható egyes mérgező anyagoknak az a töménysége, amelynél még nem okoznak zavart a befogadó életében vagy a biológiai rendszerű szennyvíztisztító berendezésekben.

A különböző élőlény együttesekhez tartozó élőlények mérettartományát az alábbi ábra mutatja. Látható, hogy a különböző élőlénycsoportok egyedeinek mérete lényegesen különböző, nagymértékben változhat. A mintavételi technikának is ehhez kell alkalmazkodnia.



A plankton élőlénycsoportjainak méreteloszlása

Mintavételezés, mintavevők

Mintavételi területek kijelölése, tér- és időbeni változékonyság

A víztestek jellemzése pontminták elemzésével történik. Egyetlen pontminta azonban nem feltétlenül jellemzi az egész víztest állapotát (László et al. 2007). A térbeni reprezentativitás javítása érdekében, főként a biológiai minőségi elemek esetében, a különböző habitatok súlyozott mintázására van szükség (AQEM 2002; ECOSTAT 2003). A térben kiterjesztett mintavételi stratégia azonban jelentős költségnövelő tényező (László et al., 2007). Sokat segíthet olyan módszer alkalmazása, amely nagy területek állapotának becslésére alkalmas. Ilyen módszer lehet a távérzékelés (felszín közeli, légi és űr egyaránt) (lásd később).

A vizek élővilága pontos megismerésének elemi feltétele, hogy jól válasszuk ki a mintavétel helyét és időpontjait, szabályosan vegyünk a mintát és megfelelő vizsgáló módszert alkalmazzunk. A munka egész folyamatát jegyzőkönyvben kell rögzíteni. Különösen áll ez a mintavételre, amelynél minden jellemző adatot pontosan fel kell jegyezni (Gulyás 1983):

- A mintavevő hely pontos megnevezése. Legegyszerűbb a mintavételi helyet GPS készüléken rögzíteni, mert onnan könnyen térképre vihetők.
- A mintavétel időpontja, óra és perc pontossággal.
- A környező táj jellege (hegyes, dombos, sík; növényzete távol és a víz partján; mezőgazdasági igénybevétele, települések, út és vasút viszonyok stb.).
- Meteorológiai viszonyok telt néhány napban.
- Hidromorfológiai viszonyok (vízhozam, áramlás, hullámozás, hőmérséklet (rétegzettség!), átlátszóság, zavarosság, szín, szag, habzás, stb.).
- Egyéb figyelemreméltó jelenségek a mintavételkor (pl. vízvirágzás vagy plankton színeződés, uszadék, hab stb.)
- Fotodokumentáció készítése.

Mintavétel

A plankton szervezetek vizsgálatára a mintavétel viszonylag egyszerű. A bakterioplankton mintázásához hasonló eszközök használhatók, mint a vízkémiai mintázáshoz. Ebben az esetben lényeges a mintavevő alapos kiöblítése a mintázandó vízzel annak érdekében, hogy más helyről származó baktériumokkal ne legyen szennyezett a minta. Lényeges, hogy a mintatároló edényzet, és a mintakezeléshez használt eszközök sterilnek legyenek, mert a bakterioplankton minta feldolgozása élő állapotban, tenyésztéssel történik majd.

A fitoplankton mintát is hasonló módon vesszük, mint a kémiai vizsgálatokra szánt vízmintát. Mély tavakban, tározókban a fitoplankton eloszlása a mélység szerint jelentősen különbözhet, ezért a mélységi mintákat általában külön kezeljük, vagy ha nincs más lehetőség, aliquot mennyiségekből átlagmintát készítünk a mélység szerint, és azt elemezzük. Sekély tavak mélység szerinti átlagminta gyűjtésére megfelelő hosszúságú, két végén ledugózható, műanyagcső is megfelelő lehet. Áramló vizekben mélység szerinti mintázásra az esetek többségében nincs szükség. Nagy folyókban a keresztmetszvény menti változások jelentősek lehetnek, ezért ezt külön vizsgálni kell. Fitoplankton minta vételére alkalmas a planktonháló is, de ez csak minőségi információt szolgáltat, mennyiségi mintázásra nem alkalmas. Másik probléma, hogy a kisebb testű algák átjutnak a planktonháló pórusain. Ez a módszer általában a ritka és nagyobb testű fajok „vadászatára” alkalmazható.



Planktonháló

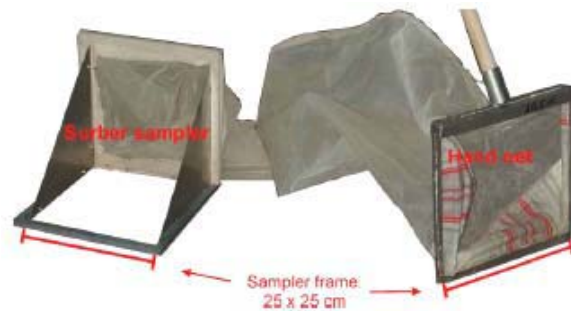
A planktonháló a zooplankton mintázására a legalkalmasabb. A zooplankton szervezetek általában nagyobb testűek és kisebb egyedszámúak, mint a fitoplankton szervezetek, ezért már a mintavételkor sűrítést kell alkalmazni. Ezt végzi a planktonháló. Ismert térfogatú vizet átszűrünk a hálón, a víz kifolyik a pórusokon, a zooplankton szervezetek pedig a háló alján levő mintagyűjtő edényben összegyűlnek, és vizsgálhatók. A háló húzása 1-30m/perc, 40-50m/perc sebességgel történik, ha jól van beállítva (megfelelő szög, jóval a felszín alatt van). A háló kiemelése 10-20 m/percenként, vagy 1 m/percenként történik. A minta feldolgozása során a hálóból a fogást szűrt vízzel kell belemosni az alul levő gyűjtőedénybe. Többszöri gyűjtés között a hálót nedvesen kell tartani, hogy ne tömődjenek el a pórusok.

Az élőbevonatot baktériumok, algák, gombák, állati véglények, szivacsok, mohaállatok, rovarlárvák és más szervezetek alkotják. Bevonatok különféle víz alatti tárgyakon, kövön, cementen, fán, növények és állatok felületén képződnek. A szilárd alzaton élő szervezeteket két nagy csoportba oszthatjuk: az alzathoz rögzült, helyt ülő és az alzaton szabadon mozgó élőlényekre. A folyókban keletkező élőbevonatok a vízminőség indikátorai. A természetes bevonatokból mintát csipesszel, késsel, hálóval ellátott kaparóval vehetünk. Növényi szárdarabokat, kisebb köveket és más hasonló kisebb tárgyakat, melyeken szervezetek élnek, közvetlenül széles szájú üvegbe vagy más megfelelő edénybe gyűjthetjük. Ilyenkor a szervezeteket csak közvetlenül a mikroszkópiai vizsgálat előtt válasszuk le az alzatról. Egy-egy helyről elég kb. 3 cm³ bevonatot gyűjteni, amit kb. háromszoros mennyiségű vízzel, 100 cm³-es gyűjtőedénybe helyezünk. A mintavétel helyén megállapítjuk az egyes bevonattípusok fejlettségi fokát, 0,1-1 m² felületen becsüljük a borítottság mértékét. A gyűjtött mintákat feldolgozásig élve kell tartani. Néhány faj részletesebb tanulmányozása és különleges preparátum készítése céljából (Desmidiáles, kovamoszatok) a mintákat formalinnal tartósítjuk (3 % végkoncentrációig). A mintákat vagy közvetlenül gyűjtés után vagy azon legrövidebb idő múlva fel kell dolgozni, ami még biztosítja az anyag épségét (kb. 6 óra +5 és +10 °C között). Először az élve vizsgálatot végezzük el, majd feldolgozzuk a konzervált anyagot is. A mikroszkópiai elemzésre rendszerint 10 cm³ mintát veszünk, ami az eredeti anyagnak kb. negyed részét tartalmazza. A feldolgozás Petri-csészében és tárgylemezen történik.

A makrofita kifejezést a vizek makroflóráját alkotó csillárcamoszatok, mohák, edényes virágtalan és virágos növényekre alkalmazzuk. A vízi növényzetet alámerült (lebegő és gyökerező), a víz színére terülő, úszó és gyökerező, végül a vízből kiemelkedő növények alkotják. A makrofita ismerete különösen kisebb vízfolyások és kis területű, sekély, fenékgig átvilágított állóvizekben fontos, nemcsak a víztípus jellemzésére, hanem a vízminőség megállapítására is. A növényzet legegyszerűbb vizsgálata, mikor kb. 10m² részterületeken a növényzet borítását állapítjuk meg a fenék területének százalékában. Ha szükséges és a helyi

viszonyok lehetővé teszik, megállapíthatjuk az egyes fajok borítását is. A makrofitonok mintázására az alábbi eszközök alkalmasak: vízi gereblyék, fogas kotró, sarló alakú kés, kasza, forgókésű kasza, felmérő rúd, fakeret (Gulyás 1983).

A makroszkópikus gerinctelen fauna mintázása különféle mintavevőkkel történhet. A Surber-félemintavevő az egyik legjobb kvantitatív mintavételi eszköz, áramlóvízimakrogerinctelenek esetében. Alkalmazásasekély, nem túl erősen áramlóvíz, lágy üledékekkel borított alzat, pl. 500µm pórusméretű nitex háló 25x25 cm-s acélkereten (lásd, alábbi ábra).



A Surber-féle makrogerinctelen mintavevő:

A mederkotró (lásd alábbi ábra) folyók vizsgálatára alkalmas. A fogas szélű kotró a fenéken húzzák, majd kiemelik és a benne levő szilárd mederanyagból elkülönítik az élőlényeket.



Mederkotró (Fotó: Dr. Csányi Béla)

Kifejezetten nagy folyók vizsgálatára alkalmas a mederanyag markoló (lásd alábbi ábra).



Mederanyag markoló (Fotó: Dr. Csányi Béla)

A mederanyagból szitasorozat segítségével (lágyabb üledék esetében), vagy kézi válogatással (durvább mederanyag esetében) elkülönítik az élőlényeket, azokat meghatározzák a helyszínen, vagy pedig tartósítás után a meghatározás laboratóriumban történik. Az élőlények

elkülönítésére cukor oldatot is alkalmazhatunk, amelynek sűrűsége 1-nél nagyobb, így az élőlények felúsznak a felszínre, a szerves anyagok pedig nem.

A halállomány mintázására számos módszer áll rendelkezésre. A leggyakrabban használt eszköz az elektromos halászgép. Ennek az a lényege, hogy a vizet elektromos impulzussal „megütik”, a halak elkábulnak, feljönnek a víz felszínére, és begyűjthetők. A fajmeghatározás, tömegmérés, és egyéb vizsgálatok elvégzése után a kifogott halak visszaengedhetők a vízbe, és egy idő után magukhoz térnek. További lehetséges eszközök a dobóháló, a tükrősháló, és a kerítőháló. Ezekkel a mintavétel eléggé szelektív, a kifogott hal mérete függ a háló lyukbőségétől.

Mintaszállítás, mintatartósítás

A megvett minták kezelése és tartósítása élőlény együttesek szerint változó módon történik. A bakterioplankton mintákat nem szabad tartósítani, mert élő állapotban, tenyésztéssel történik a további vizsgálatuk. Ezeket a mintákat hűtőtáskában kell szállítani +4 °C-on, és feldolgozásukat a lehető legrövidebb időn belül meg kell kezdeni.

A fitoplankton mintákat élő állapotban is vizsgálhatjuk, azonban a minták feldolgozása időigényes, ezért azokat a helyszínen általában Lugol oldattal tartósítjuk. A Lugol oldat kálium-jodidos jód oldat. Ebből a szükséges mennyiséget a mintához adjuk, majd az algák elpusztulnak, de sejszerkezetük a legtöbb faj esetében évekig megmarad, és a fajok meghatározhatók. Ez a tartósítás mintagyűjtemény létrehozását is lehetővé teszi.

A zooplankton mintákat formalin oldattal tartósítjuk a helyszínen. A formalin 10 %-os formaldehid oldat. Ez előli az állati szervezeteket, így a minta összetétele nem változik. A minták így hosszú ideig eltarthatók. Ez a módszer az élőbevonat minták tartósítására is alkalmas.

Az élőbevonat mintákat a szilárd felületről lekaparással gyűjtjük, azokat formalinnal tartósítjuk, és így szállítjuk. Feldolgozás a laboratóriumban történik.

A makrofita vizsgálata általában a helyszínen történik, nedves biomasszájukat is a helyszínen mérhetjük meg, a megtalált fajokból szárítással és préseléssel laboratóriumban herbáriumot készíthetünk.

A makrogerinctelen és a halfauna vizsgálata is történhet a helyszínen (elkülönítés a szerves üledéktől, válogatás, stb.), csak ha tartósítás történik formalinnal, akkor kell a makrogerincteleneket szállítani.

A különböző élőlénycsoportok taxonómiai vizsgálata

A bakteriológiai vizsgálatok történhetnek vízből és üledékből. A baktériumszámot ismert tömegű, vagy térfogatú mintából megfelelő hígítási sorozat készítése révén tenyésztéssel végezzük. A baktériumok ugyanis általában olyan kisméretűek, és olyan csekély alaktani változatosságúak, hogy ezek alapján fajra nem határozhatók meg. A baktériumok élettani tulajdonságait használjuk fel a fajmeghatározásukhoz. Ehhez tenyésztésük szükséges. A tenyésztés különféle táptalajokon történhet, ezek két nagy csoportja a szilárd és a folyékony táptalaj. A szilárd táptalajon történő tenyésztés Petri-csészékben történhet (lásd alább). A minta táptalajra szélesztése után inkubálás következik adott hőmérsékleten, majd megfelelő

tenyésztési idő eltelte után a táptalajon kinőtt telepszámot határozzák meg. A folyékony táptalaj esetében a folyadék zavarosságának mérésével lehet követni a baktériumok szaporodását. A különböző fajok esetében a táptalajok összetétele eltérő, ez biztosítja, hogy az adott faj szelektíven nőjön a megfelelő táptalajon. A bakteriológiai vizsgálatoknak két fő csoportja a leggyakoribb.

- Egészségügyi bakteriológia, ennek során az emberi egészség szempontjából fontos baktériumcsoportok meghatározása történik (összes baktériumszám 22 °C-on és 37 °C-on, Esherichia coli, Shigella sp., Salmonella sp., clostridiumszám, fekál streptococcus-szám és fekál E. coli-szám meghatározás).
- Anyagforgalmi bakteriológia, ennek során a különböző anyagcsere folyamatokért felelős baktériumok egyedszámának becslése történik (pl. zsírbontók, nitrogénkötők, szulfátredukálók, stb.).



Petri-csésze

A fitoplankton kvalitatív vizsgálatára alkalmas az egyszerű kutatómikroszkóp (lásd alábbi ábra).

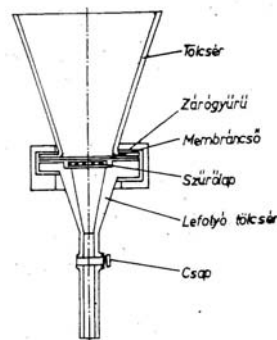


Kutatómikroszkóp (http://www.globalfocus.hu/pic_products_big/Motic%20SMZ-140n.jpg)

A kvantitatív vizsgálatok céljára a fitoplankton mintát a hagyományos módszer szerint üveggamrában ülepítik, melynek során a keskeny vízoszlopban a fixált mintából turbulencia hiányában órák alatt (fél- egy nap) minden partikulumleülepszik) a kamra aljára. Az Utermöhl-féle fordított mikroszkóppal kamrában kiülepedett algákat alulról lehet nézni, meghatározni a fajukat és egyedszámukat. A minta alapján taxonlista készül, a fajok relatív abundanciáját (gyakoriságát) állapítják meg 300 egyed leszámolását követően. Az alga biomassza becslése klorofill-a koncentrációalapján, vagy pedig az egyes fajok egyedeinek átlagos térfogat becslése révén történhet.

Előfordulhat, hogy a vízmintát tömöríteni kell. A vízminta tömörítése az alábbi ábrán látható szűrőkészülékkel is történhet. A szűrőlap tartóba szűrőlapot helyezünk, amelynek ismert a pórusmérete. A szűrőkészülék alul egy üvegtartályhoz csatlakozik. Az üvegtartályban vákuumot hozunk létre, a mintát a szűrőtölcsérbe öntjük, és az átszűrődik a szűrőlapon. A

planktonikus élőlények fennmaradnak a szűrőn, és ecsettel lekaparva, azok mikroszkóppal vizsgálhatók.



Szűrőkészülék a plankton minta tömörítésére

A másik tömörítési lehetőség a centrifugálás.

A zooplankton esetében a tartósított mintában megvizsgálják, hogy milyen fajok milyen egyedszámmal találhatók, kiszámítják a relatív abundanciájukat, és becsülik az egyes fajok víz térfogategységére vonatkoztatott egyedszámát, biomasszáját, valamint a zooplankton összes biomasszáját. A zooplankton, egyes élőbevonat és makrogerinctelenek fajok vizsgálatára a binokuláris mikroszkóp alkalmas (lásd alábbi ábra).



Binokuláris mikroszkóp

Élőbevonat esetében a tartósított mintából faj és relatív gyakoriság meghatározás történik, valamint felületegységre vonatkoztatott biomassa becslés is lehetséges, mivel ismert, hogy az élőbevonat mintát milyen nagy felületről gyűjtötték.

A makrofitonok esetében fajmeghatározás, borítottság becslés és biomassa becslés történik. Vizsgálják a társulás szerkezetét és állapotát. A vízínövény-fedettség mennyiségi vizsgálatokor először a fajlistát kell elkészíteni (florisztika), mikor minden fajt pontosan meghatározunk, majd a borítás becslése következik, amit a terület százalékában fejezünk ki. A növényzetet legjobb térképen ábrázolni. Ennek készítéséhez a befogadó nagy léptékű térképe szükséges, melyen a mélységvonalak is fel vannak tüntetve. Ha ilyen térkép nincs, akkor a rendelkezésre állót kell 1:10000 vagy 1:50000 méretarányúra nagyítani. A távérzékelés lehetőséget ad vegetáció térkép készítésére, amelyen a különböző társulások kiterjedése és állapota jól becsülhető. A vegetáció térképezése általában légifelvételkel történik speciális

mérőkamerák használatával. A felvételek feldolgozása számítógépes tanulóprogrammal történik, amelyhez az alapadatokat terepi azonosító botanikai felmérések adatai biztosítják.

A makroszkópikus gerinctelenek egyik leggyakoribb mintázása az ún. „kick and sweep” mintavétel, ami adott lyukbőségű nyeles hálóval történik, kotorva az üledéket, a vízfolyáson felfelé haladva (lásd alábbi ábra).



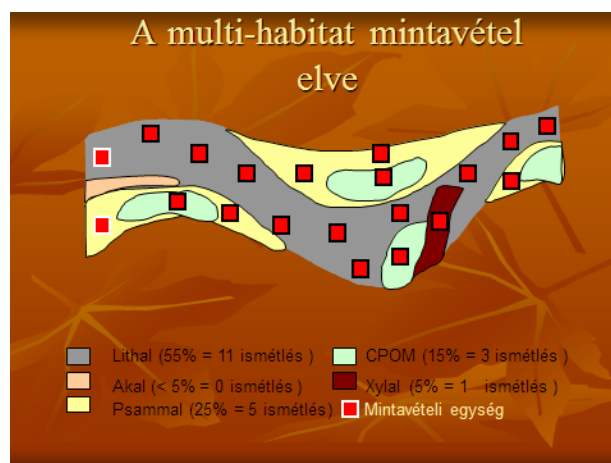
„Kick and sweep” mintavétel

„Kick and sweep” módszer szerinti mintázást kézhálóval végzik 30-40 cm széles (lásd alábbi ábra), amelyet a folyásiránnyal szemben tartva előrehaladás közben az alzat lábbal történő felkavarásával befoghatók az állatok. Szemikvantitatív módszer, azonos módon végezve összehasonlítható eredményeket ad. A háló mérete, hálózás ideje (pl. fél perc), haladás folyásiránnyal szemben (pl. néhány méter) azonos kell, hogy legyen.



Makrogerinctelenek mintázására alkalmas nyeles háló

Az AQEM módszer előírja valamennyi élőhely reprezentatív mintázását az adott víztéren (multi-habitata mintavétel, lásd alábbi ábra).



A multi-habitat mintavétel elve (Dr. Csányi Béla)

A makroszkópikus gerinctelenek esetében a megvett üledék, vagy hordalékmintát mossák (lásd alábbi ábra) szűrőszorozaton átengedik, válogatják, majd tartósítják. Az így kapott mintasorozat alapján fajmeghatározás, relatív gyakoriság becslés és esetleg biomassa becslés történhet.



Markolt, mosott minta (Fotó: Dr. Csányi Béla)

Halak esetében a fogott állomány faji összetételét, biomassáját és korösszetételét vizsgálják. Gyakran sor kerül az állomány egészségi állapotának vizsgálatára is (halbetegségek fajtája, gyakorisága).

A természetvédelmi monitoring a biológiai vizsgálatok külön ágát képviseli. Módszereiben meglehetősen eltér az eddig tárgyalt vizsgálatoktól. Lényege az, hogy a védett és veszélyeztetett fajok vizsgálatára fókuszál. Terepi kutatómunka jellegű, kevésbé jellemző rá a laboratóriumi munka. Az egyes élőlény csoportok reprezentáltsága is eltérő. A védett makrofitonok, madarak, kétélűek, hüllők, emlősök vizsgálata nagy szerepet kap benne, de újabban az alacsonyabb fejlettségi fokon álló élőlények védelme is egyre inkább terjedőben van. Becsülik a védett fajok egyedszámát, élőhelyük épségét, a zavartság mértékét, és a táplálékbázisuk megfelelőségét.

Biológiai anyagforgalmi vizsgálatok

Az óra elején bemutatott anyagforgalmi ábra jól mutatja, hogy a vízi ökoszisztémában nemcsak élőlény együttesek vannak, hanem közöttük kapcsolatrendszer, anyagforgalom is zajlik. Az anyagforgalmi folyamatok mérése a biológiai vizsgálatok fontos területe. Az alábbiakban a teljesség igénye nélkül csak néhány anyagforgalmi folyamat mérési módszerét ismertetjük.

Szénforgalom

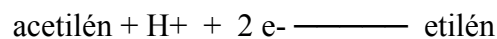
A szerves anyag termelés és lebontás (primer és bakteriális produkció) a vizek jellemző anyagforgalmi folyamata. A primer produkcióval megtermelt és/vagy a külső terheléssel a vizekbe kerülő szerves anyag jelentős hányadát a bakterioplankton, az üledék és az élőbevonat baktérium közösségei hasznosítják. A külső szerves anyag terhelés mellett - főként eutróf rendszerekben - rendkívül fontos a tóban vagy tározóban időegység alatt megtermelt szerves anyag tömege, vagyis az elsődleges termelés (primer produkció) mértéke. Eutróf rendszerekben az az ún. autochton (belső eredetű) szerves anyag termelés sokszorosa a külső

(allochton) szerves anyag terhelésnek. A szervesanyag termelés mértékét sötét-világos palack módszerrel mérik. A folyamat mértékének meghatározására vagy ^{14}C izotópot alkalmaznak (szénfelvétel sebességét lehet mérni így), vagy az ún. oxigénmódszer jöhet szóba. A mérés lényege az, hogy a sötét palackban csak szerves anyag bontása történik, a világos palackban pedig a szerves anyag bontás mellett a szerves anyag termelése is folyik. A folyamat szénfelvétellel és oxigéntermeléssel jár.

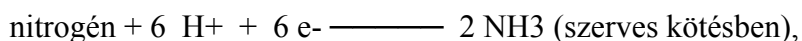
A bakteriális heterotróf aktivitás és a bakteriális produkció mérésére szolgáló módszerek, amelyek túlnyomórészt radioaktív inkorporációs módszerek, lehetőséget nyújtanak mindkét folyamat mennyiségi meghatározására. Amennyiben ^{14}C -vel jelölt szerves vegyületeket használunk modellszubsztrátként, párhuzamosan meghatározható a sejtbe történő beépítés és a mineralizáció intenzitása. A bakteriális produkció mérése ^3H -timidin inkorporációs módszerrel történik.

Nitrogénforgalom

A nitrogénkötés napi átlagos intenzitásának meghatározására az ún. acetilénredukciós módszer alkalmazható. Mint ismeretes, a nitrogénkötő szervezetekben lévő nitrogéngáz enzim az elemi nitrogénnel (N_2) kívül más többszörös kötést tartalmazó szubsztrát redukálására is képes. Az acetilént zavaró melléktermék nélkül etilénné redukálja, a folyamatot két elektron elmozdulása kíséri:



Az acetiléngáz relatíve nagy vízben való oldékonysága lehetővé teszi az enzimműködés gyors telítődését a modell szubsztráttal, és ezzel a kompetitív nitrogénredukció csaknem teljes kizárását. Az acetilénredukció telítési tartományban való mérése (V_{\max}) összhangban van azzal, hogy a légköri nitrogénnel érintkezésben lévő felső víztest nitrogénnel mindenkor telítettnek tekinthető. A nitrogén redukációjához elméletileg hat elektron szükséges:



így 1 mól nitrogén redukálása elméletileg 3 mól acetilén redukálásával egyenértékű. A módszer részletes leírását illetően utalunk Oláh és Janurik (1985) munkájára.

A nitrát redukciónak a nitrát felvétel és a nitrát légzés mellett a harmadik típusa a denitrifikáció. Ebben az esetben a nitrát és nitrit ammóniává redukálódása során a denitrifikáló baktériumok közreműködésével a nitritből részben dinitrogén-oxid vagy molekuláris nitrogén képződik. A nitrát felvétel és a nitrát légzés végtermékei nem jelentenek veszteséget a rendszer szempontjából, viszont a denitrifikáció végterméke, az elemi nitrogén már tényleges és egyedüli nitrogén veszteség. Az elemi nitrogén ugyanis már csak a nitrogénkötő szervezetek közreműködésével térhet vissza biológia körfolyamatba. A vízben végbemenő denitrifikáció mértékének meghatározásánál az acetilén-inhibíciós módszert alkalmaztuk. A denitrifikációnak nevezett összetett folyamatban a bakteriális tevékenység eredményeként a nitrát és nitrit nitrogénje több lépésen keresztül redukálódik gázállapotú nitrogénné. Az acetilén ezt a folyamatot a dinitrogén-oxid nitrogénné alakulásánál leállítja, így a rendszerben a megjelenő dinitrogén-oxid mérésével meghatározhatjuk a denitrifikáció intenzitását. A blokkoló hatáshoz a nitrogénkötésnél alkalmazott acetilén koncentráció elegendő, így a nitrogénkötéssel azonos előkészítéssel, egy reakcióedényben vizsgálható. A méréseket Oláh és Janurik (1985) szerint végzik.

A nitrifikáció napi átlagos intenzitásának meghatározására a ^{14}C -hidrogén-karbonát biológiai sötét felvételén alapuló módszer alkalmazható. A nitrifikáló baktériumok által beépített szén meghatározásához specifikus nitrifikációs inhibitor alkalmazása szükséges. A 2-klór-6-triklórmetilin-piridin (a kereskedelemben N-Serve) 5 mg/l koncentrációban alkalmas erre a célra a kezeletlen és az N-Serve-vel kezelt minta hidrogén-karbonát felvétele közötti különbség a nitrifikációnak tulajdonítható. A méréseket Oláh és Janurik (1985) szerint végzik.

Ajánlott irodalom

AQEM 2002. Manual for the application of the AQEM system a comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. AQEM Consortium, Contract No: EVK1-CT1999-00027, www.aqem.de

CIS WG 2.7 2003. Monitoring under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy, Guidance Document No 7 on monitoring, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003, ISBN 92-894-5127-0, ISSN 1725-1087

ECOSTAT 2003. Overall approach on ecological classification of ecological status and ecological potential: Final version. CIS Working Group 2/a, Report, pp. 53.

Gulyás, P. (1983): KGST Biológiai módszerek. VHB 12, VÍZDOK, Budapest.

Felföldy L. 1987: A biológiai vízminősítés. 4. javított és bővített kiadás. Vízügyi Hidrobiológia. 16, 1-258.

László, B., Szilágyi, F., Szilágyi, E. és Heltai, G. 2007. Implementation of the EU Water Framework Directive in monitoring of small water bodies in Hungary, I. Establishment of surveillance monitoring system for physical and chemical characteristics for small mountain water courses. Microchemical Journal 85(1): 65-71.

Németh J. 1998: A biológiai vízminősítés módszerei. Vízi Természet-és Környezetvédelem. 7, 1-303.

Oláh J. és Janurik E. (szerk.) (1985): Sekély tavak nitrogénforgalmának mérési módszerei. - A Halhústermelés Fejlesztése, 11. 171-175., AGROINFORM, Budapest.

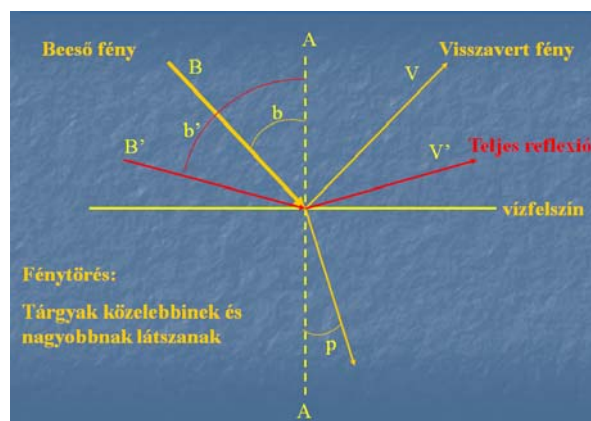
7. előadás

Távérzékelési módszerek használata a környezeti állapot értékelésben, a mérési módszerek elveinek ismertetése és vízi-környezeti alkalmazások bemutatása

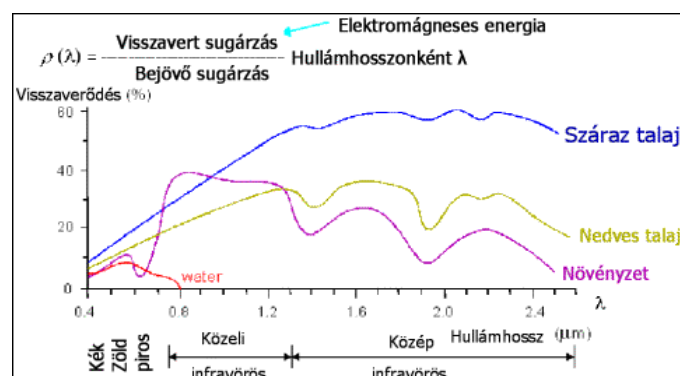
A távérzékelés fogalma: A távérzékelés azon technikák összessége, amelyek segítségével információt szerezhetünk a megfigyelés tárgyáról, anélkül, hogy azzal közvetlen fizikai érintkezése kerülnék. A távérzékelés főbb jellemzői:

- A megfigyelt tárgyat nem befolyásolják.
- A láthatatlan láthatóvá válik.
- A megfigyelés során kvantitatív és kvalitatív adatokat is gyűjthetünk.
- Általa térben, több dimenzióban felépített adatbázist nyerünk.
- A kérdésfelvetéshez alkalmazkodik az észlelési mód és az adatfeldolgozási eljárás.
- A tárolt adatokból összehasonlító elemzés, változás vizsgálatok, a folyamatok nyomon követése lehetséges.
- A nagy kiterjedésű területekről azonos idejű adatgyűjtés valósítható meg.
- Más módszerekkel elérhetetlen, megfigyelhetetlen területek is megfigyelhetők.
- A rögzített felvételek a technika fejlődésével újra feldolgozhatók.
- Olyan adatokat szolgáltat, amelyek a múltban nem voltak elérhetőek.

A távérzékelés alapja, hogy a fényt a tárgyak a hullámhossztól függő mértékben módosítják (szórják, elnyelik, visszaverik) (lásd: 7.1 ábra a víz esetében).



7.1 ábra: A fény viselkedése a vízfelszínen és a vízben



7.2 ábra: A felszínre érkező, és különböző felületekről távozó sugárzás spektruma (http://www.ktg.gau.hu/~podma/terinfo/4_fejezet.htm)

Távérzékelés típusai

A távérzékeléses méréseknek három jól elkülönülő szintje van, amelyek eredményei pontosság és térbeni felbontás tekintetében lényegesen eltérnek egymástól, ezek: felszín közeli spektrométeres mérések, légi és űr távérzékelésen alapuló felvételek és képfeldolgozás.



7.3 ábra: Távérzékelés különböző magasságokból
(http://www.ktg.gau.hu/~podma/terinfo/4_fejezet.htm)

Felszín közeli távérzékelés

Ez a módszer helyszíni spektrométeres mérések eredményein alapul, melyek akár nm-es felbontásban (Gitelson et al., 1989; Gitelson and Szilágyi, 1988), vagy szűk spektrum tartományban érzékelhetnek (Strömbeck és Pierson, 2001). A helyszíni spektrális adatokat analitikai mérések adataival empirikus sugárzási modell keretében kalibrálják. Vizek esetében e módszerekkel például az alga biomaszára utaló a-klorofill koncentráció (CHL-a), a lebegőanyag koncentráció (SS) és az oldott szervesanyag koncentráció (DOM) kellő pontossággal távérzékelhető. Lehetőség van a CHL-a mellett más pigmentek meghatározására is, így egyes algatörzsek aránya a fitoplanktonban becsülhető. Ma már léteznek olyan modell repülőgépek, amelyekre mérőkamerák szerelhetők, és útirányukat beprogramozva megfelelő GPS koordinátájú pontokban felvételek készíthetők vele.

A felszín közeli távérzékelés előnye, hogy gyors és olcsó méréseket tesz lehetővé, az adott komponensek esetében megfelelő pontosságú, nagyobb vízfelületekről is gyors felmérés készíthető általa és nincs szükség légköri korrekcióra. A módszer hátránya, hogy több víztest egyidejű mérése nehezen oldható meg, nagy vízgyűjtő területek állapota nehezen mérhető fel általa, és csak olyan általános minőségi elemek mérésére alkalmas, amelyek direkt hatással vannak a visszavert sugárzásra. Azok a minőségi elemek, amelyeknek nincs hatása a sugárzásra csak abban az esetben vizsgálhatók, ha jó összefüggést mutatnak más, direkt optikai tulajdonságokkal rendelkező minőségi elemekkel. A VKI szempontjait figyelembe

véve korlátozottan használható módszer, elsősorban a térbeli inhomogenitások, és a különböző habitatok területi arányának felmérésére alkalmas, tehát a pontminták adatainak térbeni kiterjesztésében hasznos.

Légi távérzékelés

A légi távérzékelés során a mérőkamerákat, vagy spektrométereket, közepes magasságban (3.000 m) repülő objektumokra (helikopterre vagy repülőgépre) szerelik. Ilyen jellegű méréseket vizek esetében egyebek mellett az INTERCOSMOS Programban végeztek a 80-as években (Gitelson and Szilágyi 1988). A légi távérzékeléssel a felszín közeli távérzékelés hatékonysága növelhető, nagyobb területek vizsgálhatóak, de esetenként az atmoszféra zavaró hatása megjelenhet. A légi távérzékeléssel nagyobb víztestek állapota is jól vizsgálható, a módszer térképezésre is alkalmas. A magyarországi Kis-Balaton esetében például rendszeresen makrofita felmérést végeznek, és a Balatonon is ötévente készül nádas állapot felmérés légi- és űrfelvételek segítségével (Dömötörfy és Pomogyi 1996). A módszer előnye a VKI szempontjából az, hogy általa a teljes víztest állapota gyorsan, hatékonyan és részletesen vizsgálható. Hátránya, hogy tiszta időjáráshoz kötött, ellenkező esetben légköri korrekcióra van szükség, vagy akár a felvétel meg is hiúsulhat, terepi validációt igényel, és a képfeldolgozás költséges lehet.

Űr távérzékelés

Az űr távérzékelés kezdetei katonai és hírszerzési feladatok megoldására nyúlnak vissza. A polgári alkalmazás csak később kezdődött, elsősorban erőforrás kutatási céllal. A számos kifejlesztett űrszonda és a különböző érzékelők elsősorban nem a vizek ökológiai állapotának felmérésére készültek, jóllehet számos közülük e célra is alkalmas. Ma már számos, különböző visszatérési idejű, sáv szélességű, és felbontású szkennert pásztázza a Földet.

A környezetállapot értékelés számára ajánlható űrfelvételek legfontosabb jellemzőit az alábbi táblázatban foglaljuk össze (Büttner et al., 2003).

Felbontás	Érzékelő	Képméret	Hullámhossz sávok száma	Pixel méret (függőleges vetület)	Felbontás
Alacsony felbontás (1 – 4 km)	NOAA AVHRR	3000 km széles sáv	5	1,1 km	1:1.000.000
	SPOT 4/5 Vegetation	2250 km széles sáv	4	1,15 km	1:1.000.000
Közepes felbontás (23-70 m)	Landsat TM	185 km széles sáv	7	30 m	1:100.000
	IRS LISS	140 km széles sáv	4	23 / 70 m	1:100.000
Nagy felbontás (5-20 m)	SPOT 4/5	60 km széles sáv	4	10 / 20 m	1:50.000
	IRS-1D PAN	70 km wide band	1	5,6 m	1:25.000
Nagyon nagy felbontás (0,6 – 4 m)	SPOT 5 PAN	60 km széles sáv	1	2,5 m	1:12.500
	Ikonos	11 x 11 km széles sáv	4 and 1	4 m / 1 m	1:5000 - 1:10.000

Felbontás	Érzékelő	Képméret	Hullámhossz sávok száma	Pixel méret (függőleges vetület)	Felbontás
	QuickBird	16,5 x 16,5 km széles sáv	4 and 1	2,44 / 0,61 m	1:5000 - 1:10.000
	Orbview-3	8 x 8 km széles sáv	4 and 1	4 m / 1 m	1:5000 - 1:10.000

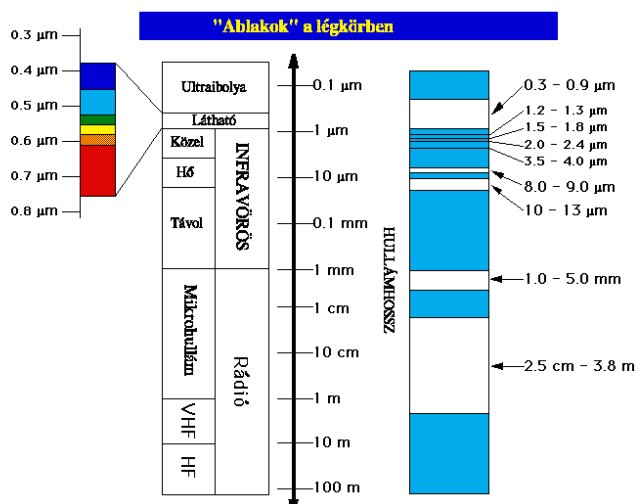
Néhány szenzor jellemzői, amelyeket a természeti erőforrások távérzékelésében használnak (Büttner, 2003)

Látható, hogy:

- ma már számos műhold adatai állnak rendelkezésre, melyek különböző sávokban érzékelnek eltérő gyakorisággal,
- a felbontás, a pixelméret és a sáv szélesség egyenes arányban áll egymással.

A fejlődés során a felvételek felbontása nőtt, miközben a spektrális sáv szélesség csökkent. Ezzel lehetővé vált az adott célra rendelkezésre álló sávok megfelelőbb kiválasztása.

Az űr távérzékelés esetén, a látható spektrum tartományban, az atmoszféra állapota jelentősen módosíthatja a felszínről érkező sugárzást, ezért atmoszférikus korrekcióra van szükség. A légkör bizonyos hullámhossz tartományokban kevésbé módosítja a fényenergiát, ezek az ún. „ablakok” a legalkalmasabbak távérzékelésre. Ezeket az ablakokat a 7.4 ábra mutatja be.



7.4 ábra: „Ablakok” a légkörben (http://www.agt.bme.hu/tutor_h/terinfor/t34a.htm)

A szenzorok műholdakon vannak elhelyezve (pl. SPOT, LANDSAT, IKONOS, stb.). Ezeknek a pályaszöge, a naphoz viszonyított pályája meghatározott, és műholdanként eltérő. A 7.5 ábra a fontosabb pályá típusokat mutatja be.



7.5 ábra: Fontosabb műhold pálya típusok (<http://www.sulinet.hu/tart/fcikk/Kice/0/16956/1>)

A szenzorok különfélék lehetnek. A két legfontosabb típus a passzív és az aktív szenzoroké.

Passzív szenzorok

Fényképezőgép, multi-spektrális szkennerek, a termális szkennerek vagy a mikrohullámú radiométerek

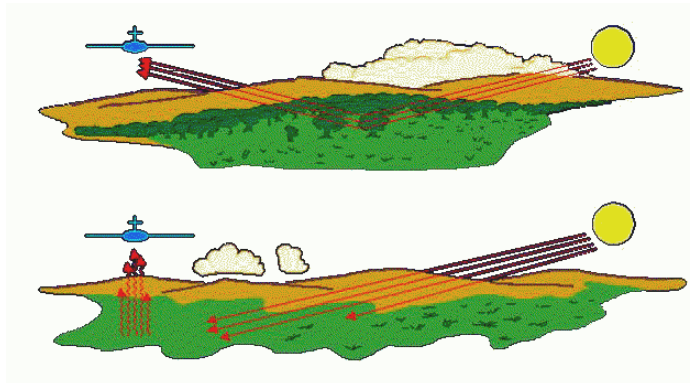
Hullámhossz tartományok:

- 0,3-0,4 μm ultraibolya
- 0,4-0,7 μm látható fény
- 0,7-2,5 μm visszaverődő infravörös

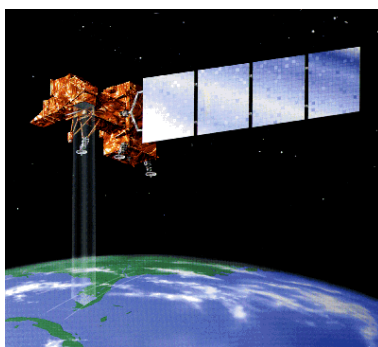
Hátránya, hogy csak nappal és tiszta időben végezhető.

- 3-5 μm Hőinfravörös
- 8-14 μm Hőinfravörös
- 1-30 GHz Passzív mikrohullám

Bármilyen napszakban végezhető.



7.6 ábra: Forrás: http://www.ktg.gau.hu/~podma/terinfo/4_fejezet.htm



7.7 ábra: Forrás: http://www.agt.bme.hu/tutor_h/terinfor/t34a.htm

Színképsáv	Hullámhossz	Megnevezés
Sáv 4	0,5-0,6 μm	zöld
Sáv 5	0,6-0,7 μm	vörös
Sáv 6	0,7-0,8 μm	közeli infravörös
Sáv 7	0,8-1,1 μm	infravörös

A LANDSAT érzékelői (MSS) (Büttner 2003)

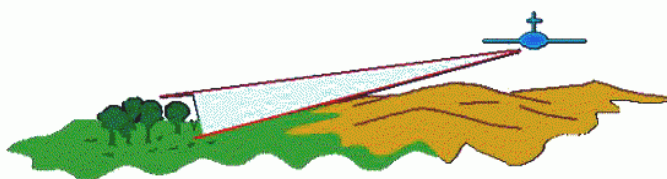
Sáv	Hullámhossz	Megnevezés
Sáv 1	0,45-0,52 μm	kék
Sáv 2	0,52-0,60 μm	zöld
Sáv 3	0,63-0,69 μm	vörös
Sáv 4	0,76-0,90 μm	közeli IR
Sáv 5	1,55-1,75 μm	IR
Sáv 6	10,4-12,5 μm	hő IR
Sáv 7	2,08-2,35 μm	távoli IR

A LANDSAT érzékelői (TM) (Büttner 2003)

Aktív szenzorok

Saját fényforrásuk van, a szenzor a kibocsátott sugárzás visszavert részét érzékeli. Fajtái:

- A radarok (Radio Direction And Ranging = RADAR)
- A rádióhullám-észlelés és távolság-meghatározás)
- A LIDAROK (LIght Direction And Ranging)
- A fény észlelése és távolságának meghatározása



7.8 ábra: Forrás: http://www.ktg.gau.hu/~podma/terinfo/4_fejezet.htm

LIDAR rendszereknél a szenzor által kibocsátott visszavert fényt érzékeli a detektor a következő hullámhosszokban:

- 0,25-0,35 μm , ultraibolya.
- 0,4-11 μm , látható fény és infravörös.

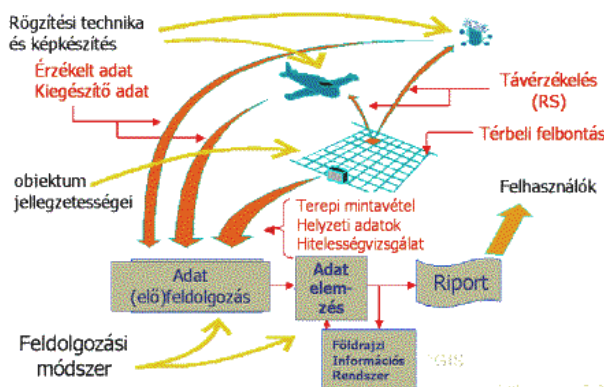
Jellemzői:

- Megfigyelés bármilyen napszakban lehetséges.
- Légköri inhomogenitás befolyásolja a detektálást.

A RADAR rendszereknél a szenzor a visszaverődött mikrohullámokat fogja fel az alábbi hullámtartományokban:

- x-band radar: 9,4 ghz (3,2 cm)
- c-band radar: 5,3 ghz (5,7 cm)
- l-band radar: 1,3 ghz (23 cm)
- p-band radar: 0,44 ghz (68 cm)

A megfigyelés napszak-független és nem befolyásolja a felhőzet léte.



7.9 ábra: A távérzékelés adatgyűjtő és –feldolgozó rendszere
(http://www.ktg.gau.hu/~podma/terinfo/4_fejezet.htm)

Alkalmazások:

- Katonai és hírszerzési felhasználás
- Térképészet
- Emberi hatások felmérése (pl. vörösiszap katasztrófa)
- Mezőgazdaság (termésbecslés, erdők)
- Vízgazdálkodás (vízterületek lehatárolása, árvízi kárfelmérés, vízminőség)
- Természetvédelem (habitat térkép)
- Erőforrás kutatás (természeti erőforrások)
- Csillagászat
- Településfejlesztés

Vízminőségi távérzékelés

Első közelítésben olyan jellemzők (minőségi elemek) távérzékeléses mérését célszerű megoldani, amilyenek módosítják (elnyelik, szórják vagy emittálják) a vízre érkező fényenergiát, ugyanakkor azok eléggé általánosak. Ilyen komponensnek tekinthető az a-

klorofill (CHL-a), a lebegőanyag (SS) és az oldott szerves anyag (DOM) töménység (Gitelson et al., 1993a; 1993b).

Az említett komponensek távérzékeléses mérésének korai szakaszában direkt összefüggést kerestek a műholdak távérzékelőinek adatai és a földi referenciaadatok között Landsat adatokat használva (Smith és Addington, 1978). Hasonló célra NIMBUS-7 adatokat part menti vizek fitoplankton pigmentjeinek vizsgálatára Gordon et al., (1980) használt. A műhold érzékelőjére eső sugárzásnak kb. 80%-a az atmoszférából származik, ezért a kidolgozott összefüggések nem bizonyultak állandónak megfelelő légköri korrekció figyelembe vétele nélkül. Ez azt jelentette, hogy minden felvétel kidolgozásához referencia adatokra volt szükség, így a távérzékelésből származó előnyöknek egy része elveszett. A légköri korrekció később is gondot okozott, ezért a hangsúly a felszín közeli és az űr távérzékelésre tolódott (Strömbeck és Pierson 2001).

A vízfelszínről visszaverődő sugárzás önmagában nem alkalmas vízminőségi jellemzők értékeinek meghatározására, mert azt számos tényező határozza meg. Ugyanakkor ez a sugárzás hordozza a vízminőségi információt oly módon, hogy a sugárzás színképi jellegzetességeinek az egyes spektrális sávokkal rendelkező komponensek adott érték együttese felel meg. Megfelelő algoritmusokat kellett tehát kidolgozni a színképi sávok között rejlő vízminőségi információ kibontására. Ez a feladat legegyszerűbben egyidejű spektrális mérések adatai és vízminőségi referencia adatok közötti összefüggésekre épülő empirikus modellek segítségével oldható meg (Gitelson et al., 1993a; 1993b). Az empirikus modellek kidolgozásához szükséges egyidejű vízminőségi adatgyűjtés, de a későbbiekben – ha a modellek megfelelően működnek – a felszíni adatgyűjtés elhagyható. A modell kidolgozása nm-es felbontású felszín-közeli és repülőgépre szerelt spektrométeres mérések adatai alapján történt szovjet (Don, Bajkál-tó, Cimljanszki-tározó, Északi-Donyec), magyar (Balaton) és német Müggelsee) teszterületeken. A vízfelszínre érkező, illetve az onnan távozó fényenergiát a rosztovi Hidrokémiai Intézetben kifejlesztett SPECTRUM-01 típusú spektrométerrel mérték (Gitelson et al., 1989). Ez a módszer a 430-750 nm-es hullámhossz tartományban folyamatosan méri és regisztrálja a fényenergiát. Az adatok a LANDSAT TM sávjaiban is integrálásra kerültek, és meghatározták azokat a sáv kombinációkat, amelyeket célszerű használni az űrfelvételek kiértékelése során az említett vízminőségi jellemzőkre.

A probléma másik megközelítése szerint (Bukata et al., 1981; Strömbeck és Pierson, 2001) meg kell találni azokat az alapvető fizikai törvényekre épülő összefüggéseket, amelyek szerint egy-egy komponens módosítja a felszínről távozó fény színképét, és le kell választani róla más komponensek zavaró hatását. Az így létrehozott sugárzási modellel elvben lehetővé válik egy-egy vízminőségi komponens értékeinek mérése referencia adatok nélkül is. A sugárzási modellt össze kell kapcsolni légköri korrekciós modellel, mely figyelembe veszi az atmoszférának a sugárzást módosító hatását az adott komponensre vonatkozóan. Az ilyen módon kialakított modellrendszer segítségével lehetővé válhat egyes vízminőségi jellemzők értékeinek távérzékelése műholdról, akár referencia adatok hiányában is.

Az űrfelvételek vízminőségi és ökológiai felhasználása az esetek többségében másodlagos célként jelent meg. A szenzorokat sem elsősorban ebből a célból készítették (általában túl nagy sáv szélesség, vagy nem megfelelő sáv tartomány). A légköri korrekció megoldása is komoly nehézséget okozott, amely hátráltatta a felhasználást erre a célra. Ennek ellenére szisztematikus munkával a vízminőségi és ökológiai távérzékelés tekintetében is sikereket értek el. Ezekhez a sikerekhez az empirikus összefüggések vizsgálata, és az empirikus

sugárzási modellek alkalmazása is hozzájárult. Ma az EU-ban általánosan használt CORINE 1 : 50 000 nagy felbontású felszínborítási adatbázis számos VKI-s lehetőséget biztosít (védett területek lehatárolása, élőhely térképezés, a VKI szerinti tókataszter és kategorizálás, a táj-, talaj- és vízbázis védelem igényeit figyelembevevő integrált földhasználat tervezése, árvízvédelmi fejlesztések optimalizálása, egyes felszín alatti vizektől függő szárazföldi ökoszisztéma típusok lehatárolása).

Az empirikus sugárzási modellek eredményei

A visszaszórt fényenergiát függetleníteni kell a beeső fényenergiának a nagyságától, vagyis a hullámhossz függvényében ki kell számítani a víz spektrális sugárzási együtthatóit ($\zeta(\lambda)$) (Gordon, 1973; Shifrin, 1983):

$$\zeta(\lambda) = \{ I_v(\lambda) - 0,02 I_{be}(\lambda) \} / I_i(\lambda)$$

Ahol:

$I_v(\lambda)$: a visszaszórt fényenergia a hullámhossz függvényében,

$I_{be}(\lambda)$: a vízfelszínre eső fényenergia a hullámhossz függvényében,

$I_i(\lambda)$: az ideálisan szóró felületről visszaszórt fényenergia a hullámhossz függvényében,

0,02: a Fresnel koefficiens.

Ezután faktoranalízissel kiválasztották azokat a hullámhossz tartományokat, ahol CHL-a, SS és DOM a legérzékenyebben távérzékkelhető, és a zavaró hatások a legkisebbek. Az eredmények azt mutatták, hogy a CHL-a távérzékeltésére a 700-710 nm-es hullámhossz tartomány a legalkalmasabb. A CHL-a és a ζ_{700} összefüggés önmagában nem volt kielégítő szorosságú, ezért ζ_{700} értékeket normálták (Gitelson and Szilágyi 1991). Két normálási változatot tanulmányoztak:

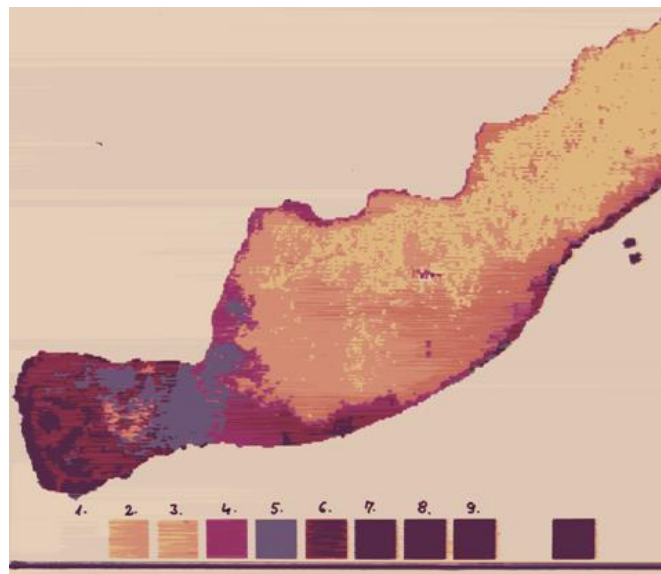
- A $\zeta(\lambda)$ függvény 560 nm körüli legnagyobb értékére való normálást (ζ_{700}/ζ_{560}),
- Az a-klorofill legnagyobb elnyelési értékére, vagyis a $\zeta(\lambda)$ függvény 675 nm-nél tapasztalható helyi legkisebbre való normálást (ζ_{700}/ζ_{675}).

Elemezték a CHL-a és a ζ_{700}/ζ_{560} és a CHL-a és a ζ_{700}/ζ_{675} összefüggéseket a különböző teszterületek esetében, és vizsgálták a regressziós modellek paramétereinél tapasztalt változás okait. A CHL-a és a ζ_{700}/ζ_{560} , valamint a CHL-a és a ζ_{700}/ζ_{675} közötti összefüggés egy-egy vizsgálatsorozaton belül kielégítően szoros és alkalmas volt az a-klorofill koncentrációnak felszín közeli távérzékeltéssel történő meghatározására, de szükség volt földi referencia adatokra a kalibráláshoz a megfelelő pontosság eléréséhez. Strömbeck és Pierson (2001) az előzőhöz hasonló hullámhossz arányt (700-710 nm/ 678-685 nm) talált alkalmasnak svéd tavak CHL-a koncentrációjának felszín közeli távérzékeltéssel történő becslésére, de csak a 20 mg/m³-nél nagyobb CHL-a értékek esetében volt kielégítően pontos a becslés. Az empirikus „modell” további finomításával lehetővé vált a sugárzási adatoknak és a vízterület átlagos a-klorofill töménységének alapján megfelelő pontossággal becsülhető az egyes mintavételi helyeken mérhető CHL-a, SS and DOM értéke. A 0,1-350 mg/m³-es CHL-a, 0,1-66 mg/L-es SS és a 380 nm-en mért 0,1-12 1/m-es DOM fényelnyelés tartományban sikerült a becslés hibáját hasonló szinten tartani, mint amit az analitikai módszer képes produkálni (Gitelson et al., 1993a, 1993b). A CHL-a becslési hibája a $CHL_{\text{átlag}}$ ismeretének hiányában jelentősen csökkenthető, ha a vízterületről a spektrométeres mérésekkel egy időben egy vagy néhány vízminta CHL-a koncentrációjának analitikai mérését elvégezzük.

A LANDSAT MSS sávjainak hullámhossz tartományában végzett $\zeta(\lambda)$ integrálással vizsgálták azt, hogy az összefüggések szorossága hogyan változik, ha az optimálisnál szélesebb hullámhossz-tartományban történik a távérzékeltés. A hullámhossz-tartományok a következők voltak: $\lambda = 500-600$ nm (MSS4); $\lambda = 600-700$ nm (MSS5); $\lambda = 700-800$ nm

(MSS6). Az elemzést az 1986-os és 1988-as balatoni mérések adatai alapján végezték el. A felszín közeli spektrométeres mérések eredményei alapján megállapítható volt, hogy megfelelő LANDSAT sávkombinációkat alkalmazva a víz CHL-a koncentrációja megfelelő pontossággal becsülhető. Ha a maximális CHL-a koncentráció kisebb 150 mg/m^3 -nél, akkor az infravörös sávnak a teljes spektrumra normált értéke a leghasználhatóbb (MSS6/MSS4+MSS5+MSS6). Ha a CHL-a kisebb 20 mg/m^3 -nél, akkor az MSS5/MSS4 és az MSS5/MSS4+5+6 kombináció javasolható (Gitelson et al., 1990).

Az alábbi feldolgozott űrfelvétel a Balaton a-klorofill eloszlását mutatja be. A különböző színek eltérő a-klorofill koncentrációjú területeket jelölnek. Látható, hogy a négy medencén belül is jelentős mértékű a területi inhomogenitás.



7.10 ábra: Klorofill-a eloszlása a Balaton nyugati medencéiben

Ajánlott irodalom

- Alföldi, T.T., Munday, J.C. 1978. Water quality analysis by digital chromaticity mapping of Landsat data. *J. Can. of Remote Sensing* 4.
- Bukata, R.P., Jerome, J.H., Bruton, J.E. 1981. Optical water quality model of Lake Ontario: 1. Determination of the optical cross sections of organic and inorganic particulates in Lake Ontario. *Appl. Optics*, 20.
- Büttner, G. 2003. Környezetállapot értékelés távérzékelés segítségével, informatikai vonatkozások (Environmental status evaluation by remote sensing, informatical relations). Környezetállapot értékelés Program Munkacsoport tanulmányok 2003-2004, Manuscript, http://www.kep.taki.iif.hu/file/Buttner_Corine.doc (in Hungarian)
- Dömötörfy Z., Pomogyi P. 1996. A KBVR vegetáció-térképezés módszerei (Methods of mapping of macrovegetation in Kis-Balaton Water Protection System). A XXXVIII. Hidrobiológus Napok Kiadványa, "A Balaton és vízgyűjtőjének ökológiai állapota" Tihany, 1996. október 2-4., pp. 48-49. (in Hungarian)
- Gitelson, A. A., Szilágyi, F. 1988. Radiacionnie modeli mesotrophnich and ebtrophnich vodnich objectach (Radiomodels for eutrophic and mesotrophic water bodies). *Isledovanie Zemli iz Kosmosa* 6: 72-80. (in Russian)
- Gitelson, A., Szilágyi, F. 1991: Aerospace monitoring of water quality. In: Proc. Of 2nd EARSel Symp., Vienna, 1991, pp. 4.

- Gitelson, A.A., Szilágyi, F., Garbuzov, G.P. 1990. Felszíni vizek a-klorofill töménységének becslése távérzékeléssel (Estimation of chlorophyll-a concentration of surface waters by remote sensing). *Vízügyi Közlemények* 72: 142-153. (in Hungarian)
- Gitelson, A., Garbuzov, G., Szilágyi, F., Mittenzwei, K-H., Karnieli, A. 1993a. Quantitative remote sensing methods for realtime monitoring inland water quality. *Int J. of Remote Sensing* 14: 1269-1295.
- Gitelson, A.A., Szilágyi, F., Mittenzwei K.-H. 1993b. Improving quantitative remote sensing for monitoring of inland water quality. *Water Res.* 27: 1185-1194.
- Gordon, H.R. 1973. Simple calculation of the diffusive reflectance of the ocean. *Appl. Optics*, 12.
- Shifrin, K.S. (ed.) 1983. *Optika Okeana, Vol. 1: Fizicheskaja optika*. Nauka, Moskva (in Russian)
- Smith, A.Y., Addington, J.D. 1978. Water quality monitoring of Lake Mead: A practical look at the difficulties encountered in the application of remotely sensed data to analysis of temporal change (manuscript). Presented to the 5th. Canadian Symposium on Remote Sensing, Victoria
- Strömbeck, N., Pierson, D. 2001. The effects of variability in the inherent optical properties on estimations of chlorophyll a by remote sensing in Swedish freshwaters. *Science of the Total Environment* 268: 123-137.

8. előadás

Hazai felszíni vízminőségi monitoring rendszer bemutatása (1968-tól a VKI bevezetéséig)

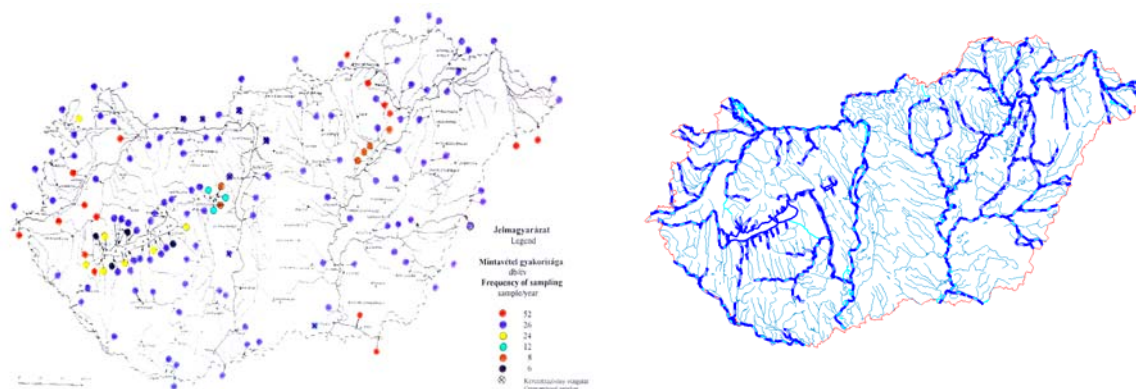
Szinte valamennyi európai országban, így hazánkban is több évtizedes múltja van a felszíni vizek mérésének és vizsgálatának. Felszíni vizek rendszeres vízminőség ellenőrzése 1968-ban kezdődött a nagy folyóinkon és tavainkon kiépített országos monitoring rendszer keretében.

Az EU csatlakozást közvetlenül megelőző időszakban az MSZ 12749:1993 számú nemzeti szabvány definiálta a felszíni vizek öt osztályos minősítési rendszerét. Az osztályhatárok többnyire hasonlóak, vagy szigorúbbak voltak a környező országok határértékeinél. A monitoring – a kor szemléletének megfelelően – a kémiai vizsgálatokra helyezte a hangsúlyt, emellett a közegészségügyi szempontból fontos mikrobiológiai jellemzőket is rendszeresen vizsgálták.

Vizsgálendő jellemzők az MSZ 12749 szerint az alábbiak voltak:

- Oxigén háztartás (Old O₂, O₂ telítettség %, BOI, KOI, TOC, Szapr.index)
- Tápanyag háztartás (N- P formák, Chl-a)
- Mikrobiológiai jellemzők (CF, FCF, FS, Salmonella)
- Mikroszennyezők és toxicitás (szervetlen és szerves mikroszennyezők, toxicitás, radioaktív anyagok)
- Egyéb jellemzők (pH, vez.kép., T, LA, OA, Fe, Mn, keménység, an- és kationok)

Az országos vízminőségi törzs- és regionális hálózat a jelentősebb vízfolyásokat és állóvizeket fedte le, mintegy 240 mintavételi helyen, általában kétheti gyakorisággal történtek a mintavételek (8.1 ábra).



8.1 ábra: MSZ 12749 szerinti vízminőségi mérőhálózat mintavételi helyei, és a mérések által lefedett vízfolyások

A minősítés évente készült, komponens csoportonként külön osztályozták a vizeket, a csoporton belül legrosszabb osztályt mutató komponenst mértékadóknak tekintve. Az osztályba sorolás az éves, 90 %-os tartósságú koncentrációk alapján történt, a kiválótól a rossz állapotig. A szabvány – más, nemzeti szabványokhoz hasonlóan – a vizet, mint környezeti elemet értékelte, ahol a „jószág” kritériuma elsősorban az antropogén eredetű szennyezések hiánya. A

minősítés nem kötődik közvetlenül vízhasználatokhoz, azonban a kiváló és jó állapotú vizek a fürdővízre vonatkozó követelményeknek általában megfeleltek.

Jelentős változást jelentett a felszíni vizek vizsgálatában az Unió előírásainak bevezetése, amely bővítette a vízminőségi és a mennyiségi monitoringhoz kötődő tevékenységet, valamint különbséget tett a monitoring célja és jellege szerint. A Víz Keretirányelv monitoringra vonatkozó speciális előírásait „a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól” szóló 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet rögzíti.

A felszíni vizek jellemzését szolgáló rendszeres mintavételi és vizsgálati tevékenység az alapja a Víz Keretirányelv végrehajtásának, mert enélkül a fennálló állapot jellemzése és az intézkedések hatásának nyomonkövetése nem lenne lehetséges. A megbízható állapotértékelésen alapul valamennyi későbbi, javító szándékú beavatkozás, majd a végrehajtott intézkedés eredményességének vizsgálata. A monitoring hálózatot úgy kell megtervezni, hogy koherens és átfogó képet adjon az ökológiai és kémiai állapotról minden vízgyűjtőn, és tegye lehetővé a víztesteknek öt osztályba történő besorolását. A monitoring célja a vizek állapotának, illetve ezzel összefüggésben a környezeti célkitűzések teljesülésének ellenőrzése (WFD 2000, CIS WG 2.7). A monitoring általános céljai a VKI-ben világosan meghatározottak. A célok attól függően változnak, hogy a mérési program a feltáró, operatív, vagy kivizsgálási okokból szükséges. A megkívánt pontosság, a megbízhatóság és a „szignifikáns” kockázat a következők szerint változik:

- A víztestek száma az egyes monitoring típusoknál.
- A monitoring állomások szükséges száma az egyes víztestek állapotának meghatározásához.
- A mintavételezési gyakoriság, amit az egyes komponensek mérésénél el kell érni.

Mivel valamennyi víztestet nem lehet monitorozni, nem lehetséges valamennyi állapotot és hatást sem valamennyi víztestnél vizsgálni. Ezért a monitoring állomások, és a mintavételi gyakoriságok kiválasztása elfogadható kompromisszumot igényel az ideálshoz tartozó pontosság és konfidencia, valamint a program költségei között.

A hazai „VKI monitoring” hálózat és program kialakításánál alkalmazott fő elv - elsősorban költségtakarékossági szempontok miatt - az volt, hogy „szakmai minimum” szinten elégségek ki a Víz Keretirányelv elvárásait, és a korábbi mérési programokra alapozva, a rendelkezésre álló mérési kapacitások és erőforrások figyelembe vételével működtetésük a lehető legkisebb többletterhet jelentse az állami költségvetés és a vízhasználók számára (VKKI, 2010). Az állapotértékelés során bebizonyosodott, hogy ez a minimum program nem elegendő. Ezen felül, a VKI hálózat mellett továbbra is fenn kell tartani a hagyományos monitoring hálózatot is, hiszen a hazai vízgazdálkodás sajátos érdekei ezt megkövetelik (árvíz, belvíz, aszály, kármentesítés, nagytavaink vízminősége, stb.).

A VKI monitoring hálózat fenntartói, üzemeltetői elsősorban az államigazgatási szervek, másodsorban a különböző vízhasználók, így például víztermelők, szennyvíz kibocsátók, vagy állattartók, ipari üzemek, stb. Az ágazati feladatmegosztásnak megfelelően (347/2006. (XII. 23.) Korm. rendelet a környezetvédelmi, természetvédelmi, vízügyi hatósági és igazgatási feladatokat ellátó szervek kijelöléséről) általában a vízminőségi vizsgálatokat a környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi felügyelőségek laborjai, a mennyiségi méréseket a környezetvédelmi és vízügyi igazgatóságok vízrajzi egységei végzik. Az utóbbi évtizedekben egyre jobban elterjedt önellenőrző mérések eredményeiről, illetve a

tevékenységet jellemző főbb adatokról a környezethasználóknak adatot kell szolgáltatniuk, amelyek összegyűjtve szintén a monitoring program részeivé válnak. A monitoringhoz kapcsolódó feladat még a különböző forrásból származó adatok nyilvántartása, feldolgozása és az információk nyilvánosság számára elérhetővé tétele. A környezeti ügyekben az információhoz való hozzáférés biztosítása terén jelentős előrehaladás történt a rendszerváltás óta, azonban az adatok kezelőinek még most is számtalan technikai akadályt kell leküzdenie az információkérések teljesítéséhez, valamint a rendelkezésre álló erőforrások sem elégségesek.

Felszíni vizekben vizsgált jellemzők

A felszíni vizek megfigyelésének jellege, az eddig alapvetően kémiai és hidrológiai orientáltágú hagyományos rendszer, kibővült biológiai és morfológiai vizsgálatokkal.

A VKI monitoring keretében végzett **biológiai vizsgálatok** a következők élőlénycsoportok összetételére, egyedsűrűségére, tömegére illetve korszerkezetére terjednek ki:

- a lebegő életmódot folytató algák (fitoplankton),
- a makroszkópikus vízi lágyszárú növényzet (makrofita),
- az aljzaton, vagy egyéb szilárd felületen bevonatot képző algák (fitobenton),
- a fenéklakó makroszkópikus vízi gerinctelenek (makrogerinctelenek), és
- a halak.

A biológiai elemekre hatással lévő **kémiai és fizikai-kémiai elemek** két nagy csoportja az általános összetevők és különleges szennyezőanyagok. Az általános jellemzők egy része a biológiai élethez nélkülözhetetlen alkotója az élő vizeknek, ilyenek például a tápanyagok, az oxigén, különféle sók, más része a vizekben keletkező, vagy azokba kívülről bekerülő szerves anyag mennyiségére jellemző, úgynevezett összegparaméter. A VKI V. melléklete által megadott, kötelezően mérendő paraméterek:

- Átlátszóság (csak tavaknál): Secchi átlátszóság
- Hőmérsékleti viszonyok: Hőmérséklet
- Oxigén ellátottsági viszonyok: Oldott oxigén, Kémiai oxigénigény, Biokémiai oxigénigény
- Sótartalom: Fajlagos elektromos vezetőképesség
- Savasodási állapot: pH, Lúgosság
- Tápanyag viszonyok Orto-foszfát ion, Összes foszfor, Ammónium ion, Nitrát ion, Szerves nitrogén, Összes nitrogén, a-klorofill

A különleges szennyezőanyagok körét és az azokra vonatkozó környezetminőségi előírásokat (EQS) az Unió központilag és kötelezően meghatározta. A **kiemelten veszélyes anyagok**, illetve az **elsőbbségi anyagok** azok, amelyek a vízi környezetre vagy a vízi környezeten keresztül jelentős kockázatot jelentenek, beleértve az ivóvíz kitermelésére használt vizeket is. Az elsőbbségi anyagokat felsoroló lista 33 elemet tartalmaz (un. „33-as lista”), de egy-egy listaelem kémiai értelemben igen sok egyedi komponenst is tartalmazhat (például a klórbenzolok négy komponenst, de a C₁₀-C₁₃ klóralkánok körülbelül 8000 egyedi komponenst tartalmaznak). Az egyéb szennyező anyagként további nyolc elemet, míg a fő szennyezőanyagok indikatív listáján 12 csoportot sorolnak fel. A listákban felsorolt szerves vegyületek természet idegennek tekinthetők, azok normális esetben nem képződnek a bioszférában, ezzel szemben a „33-as listán” szereplő fémek a földkéregnek természetes alkotói, de általában nem szükségesek az élethez, sőt egy bizonyos koncentráció felett károsak, mérgezőek. A veszélyes anyagok listáját minden ország szabadon bővítheti, ezzel a

lehetőséggel - a Duna Védelmi Egyezmény társországaival közösen - hazánk is élt és négy fémrel kiegészítette a listát: réz, cink, króm és arzén. Az első három fém nyomelemként fontos, tehát nem tekinthető teljesen életidegennek, ugyanakkor az ipari tevékenység folytán káros, mérgező koncentrációkat is elérhet, ezért kerültek ezek is a veszélyes anyagok közé a monitoring-rendszer szempontjából.

A kémiai és biológiai mérések módszertanát (élőlény csoportonként) MSZ - EN - ISO szabványok rögzítik, valamint a 2005-ben ECOSURV projekt keretében országos ökológiai felmérés során kidolgozott eljárásokon alapulnak.

A felszíni vizek megfigyelése során a helyszíni méréseknél, illetve a mintavételeknél terepi jegyzőkönyveket kell készíteni. A fizikai és kémiai vizsgálatokhoz a vízminták vétele a felszíni vizekből általában sodorvonalai, illetve vízközépről merítéssel történik, amely idő- és térbeli pontmintát eredményez. A vett minták néhány paraméterét a helyszínen is vizsgálhatják, ilyenek a hőmérséklet, elektromos vezetőképesség, pH, átlátszóság. A szűrt mintát igénylő vizsgálatokhoz a szűrés történhet a helyszínen, vagy a laboratóriumba szállítást követően. A tartósítószerket szintén a helyszínen adják az azt igénylő mintákhoz.

A laboratóriumi vizsgálatok több fő csoportra oszthatók. Az anion tartalmat a számos lehetőség közül általában UV-VIS spektrofotometriával vagy potenciometriával (ionszelektív elektródok) mérik. A fémtartalmat a fő komponensek esetében komplexometriával, lángfotometriával vagy AAS módszerrel mérik. A toxikus fémek mennyiségét általában GF-AAS módszerrel, vagy ICP-OES módszerrel mérik. A veszélyes anyag listát kitevő szerves anyagok két csoportra oszthatók: illékony és kevésbé illékony vegyületek. Az illékony vegyületek elsősorban ipari oldószerek, melyek esetében a mintaelőkészítés online vagy offline purge&trap (kihajtás és csapdázás), gőztéranalízis, vagy szilárdfázisú mikroextrakció. A mérés gázkromatográfiával történik lángionizációs, elektronbefogásos, vagy tömegszelektív detektálással. A kevésbé illékony vegyületek legszélesebb köre a növényvédőszer, de ide tartozik a legtöbb igen magas toxicitású, sok esetben mutagén, karcinogén vegyület is. A legtöbb esetben oldószeres, vagy szilárd fázisú extrakció és oszlopkromatográfiás mintatisztítás után tömegszelektív detektorral felszerelt gázkromatográfia történik a végső analitikai vizsgálat. A szabványok által előírt és általánosan elterjedt a különféle izotópjelzett standardok alkalmazása, mely jelzi az extrakció, mintaelőkészítés és véganalízis minőségét. A legtoxikusabb vegyületek (pl. PCDD-k) mérése nagyfelbontású gázkromatográf-tömegspektrométer műszeregyüttessel történik. Az általános jellemzők mérése a konkrét jellemzőtől függ, az alkalmazott eljárások a potenciometria, titrimetria, UV-VIS fotometria, gravimetria.

A felsorolt jellemzőkre a vízfolyás és állóvíz víztestek típusától, valamint az emberi hatások mértékétől függően különböző programokat kellett kialakítani, mely tartalmazza a VKI által előírt három szintet: a felügyeleti (feltáró), operatív és vizsgálati monitoringot.

Abban az esetben, ha a rendelkezésre álló információ a víztestekről nem elegendő a monitoring rendszer megtervezéséhez, nem nélkülözhető a felügyeleti monitoringot megelőző állapotfelmérés. Magyarországon főleg a kisvízfolyások, és - a nagy tavak kivételével - az össze többi tó esetében krónikus információ hiányról volt szó, ezért szükség volt előzetes állapotfelmérésre. Különösen igaz ez a megállapítás a biológiai elemekre, melyek vizsgálatára először 2005-ben az ECOSURV felmérés keretében került sor.

A VKI előírásai szerint a felügyeleti monitoring pontot minden, 2.500 km²-nél nagyobb vízgyűjtőjű folyó, és minden nagyobb tó esetében ki kell jelölni. A monitorozást minden megfigyelési ponton egy éves időszakon át kell folytatni azon az időtartamon belül, amelyre a VGT vonatkozik. A monitorozásnak ki kell terjednie az alábbi minőségi elemekre:

- Az összes biológiai minőségi elemre nézve indikatív paraméterekre.
- Az összes hidrológiai-morfológiai minőségi elemre nézve indikatív paraméterekre.
- Az összes általános fizikai-kémiai minőségi elemre nézve indikatív paraméterekre.
- Az elsőbbségi listán szereplő, a vízgyűjtőbe vagy a részvízgyűjtőbe bevezetett szennyezőanyagokra.

Kivétel, ha a korábbi feltáró monitoring tevékenység nem mutatta ki, hogy az érintett víztest elérte a jó állapotot, és az emberi tevékenység hatásairól a VKI II. Melléklete szerint végzett vizsgálatok nem támasztják alá, hogy a víztestre gyakorolt hatások megváltoztak volna.

A megfigyelés gyakoriságára vonatkozóan a VKI az indikatív paraméterekre előírja azt a minimális gyakoriságot, amit biztosítani kell, kivéve, ha a műszaki ismeretek és a szakértői vélemények alapján annál nagyobb időközök indokoltak. A biológiai vagy a hidrológiai-morfológiai minőségi elemekre nézve a megfigyeléseket legalább egyszer el kell végezni a feltáró monitoring időszakában. Látható, hogy a 8.1 táblázatban megadott minimumok különösen a kémiai jellemzőknél a korábbi monitoring gyakorlathoz képest jelentős mintavétel csökkenést jelentenek (havi, szezonális mérések a kérheti vizsgálatokkal szemben).

Minőségi elem	Folyók	Tavak
Biológiai elemek		
Fitoplankton	6 hónap	6 hónap
Más vízi flóra	3 év	3 év
Makroszkópikus gerinctelenek	3 év	3 év
Halak	3 év	3 év
Hidrológiai-morfológiai elemek		
Folytonosság	6 év	
Hidrológia	folyamatos	1 hónap
Morfológia	6 év	6 év
Fizikai-kémiai elemek		
Hőmérsékleti viszonyok	3 hónap	3 hónap
Oxigénellátottság	3 hónap	3 hónap
Sótartalom	3 hónap	3 hónap
Tápanyaghelyzet	3 hónap	3 hónap
Savasodási helyzet	3 hónap	3 hónap
Egyéb szennyezőanyagok	3 hónap	3 hónap
Elsőbbségi anyagok	1 hónap	1 hónap

8.1 táblázat: Víztestek esetében javasolt minőségi elemek vizsgálati gyakorisága (VKI, 2000)

Az operatív monitoring esetében bármely paraméter megfigyelésének gyakoriságát a tagállamoknak kell meghatározniuk úgy, hogy az elegendő adatot nyújtson az adott minőségi elem állapotának megbízható értékeléséhez. A megfigyelésre iránymutatásul olyan időközök javasolhatók, amelyek nem nagyobbak a fenti táblázat értékeinél, kivéve, ha a műszaki ismeretek és a szakértői vélemények alapján annál nagyobb időközök indokoltak. A gyakoriságokat úgy kell megválasztani, hogy az biztosítsa a megbízhatóság és a pontosság

elfogadható szintjének elérését. Az alkalmazott monitoring rendszer által elérhető megbízhatóság és pontosság értékeit fel kell tüntetni a Vízgyűjtő-gazdálkodási Tervben (VGT-ben). Ezért fontos, hogy olyan monitoring gyakoriságot kell megválasztani, amely figyelembe veszi a paramétereknek mind a természetes, mind az antropogén viszonyokból következő változékonyságát. A megfigyelések időpontjait úgy kell megválasztani, hogy a szezonális változékonyságnak az eredményekre gyakorolt hatása minimális legyen, biztosítva ezáltal, hogy az eredmények úgy mutassák be a víztestben bekövetkezett változásokat, amennyire azok az antropogén terhelések következményei. Ennek a célnak az elérése érdekében – ahol szükséges - ugyanazon év különböző évszakaiban kiegészítő méréseket kell végezni.

Az operatív monitoring programot a VGT érvényességi időtartama alatt módosítani lehet, ezen belül különösképpen megengedve a gyakoriság csökkentését ott, ahol egy hatást nem találtak jelentősnek, vagy az érintett terhelést megszüntették. Az operatív monitorozást olyan víztestekre kell kialakítani, amelyek esetében:

- Fennáll a kockázata annak, hogy nem teljesülnek környezeti célkitűzések.
- Az elsőbbségi listán levő anyagokat bocsátanak be.

A felszíni víztesteket érő terhelés nagyságának értékelése céljából azokat a minőségi elemeket kell megfigyelni, amelyek a víztestet vagy a víztesteket érő terhelések szempontjából indikatív jellegűek. E terhelések hatásainak értékeléséhez – amennyiben az értelmezhető – meg kell figyelni:

- Azokat a paramétereket, amelyek jellemzőek a víztesteket érő terhelésekre legérzékenyebb biológiai minőségi elemre vagy elemekre.
- Minden bevezetett elsőbbségi anyagot, és az egyéb olyan szennyezőanyagokat, amelyeket jelentős mennyiségben vezetnek be a víztestbe.
- Az olyan paramétereket, amelyek jellemzőek a meghatározott terhelésre legérzékenyebb hidrológiai-morfológiai minőségi elemre.

A Magyarországon 2006. decemberben kialakított monitoring program **két feltáró és nyolc operatív alprogramot** tartalmaz, melyeket az Országos vízgyűjtőgazdálkodási terv 4. fejezete (VKKI, 2010) részletesen ismertet. A programokat a 8.2 táblázat foglalja össze, a vizsgálati helyek a 8.2 ábrán láthatók.

A **tavak feltáró monitoringját** (HUSWPS_1LW alprogram) és **folyók feltáró monitoringját** (HUSWPS_1RW alprogram) meglehetősen széles körű vizsgálatokat tartalmaz, de viszonylag kevés mintavételi ponton. Tekintettel arra, hogy a nagyobb víztesteken több mérőhely is lehetséges a 145 ponttal 117 víztestet (17 állóvizet és 100 vízfolyást) monitoroznak. A program tartalmazza a fent röviden bemutatott valamennyi vizsgálati iránycsoportot, tehát mind az öt biológiai elemet, a biológiai szempontból nélkülözhetetlen alapkémiát, illetve a hidromorfológiai észleléseket és a veszélyes anyagokat egyaránt. A feltáró monitoring előírt gyakorisága az általános fizikai-kémiai paraméterekre egy-egy ponton többnyire évi 12 minta (ami ritkább, mint a korábbi monitoring gyakorlat). A hidrológiai mérések gyakorlatilag folyamatosak, de a 146 feltáró mérőhely közül 114-nél van megfelelő közelségben kiépített vízrajzi állomás, míg 32 helyen csak expedíciós mérések, vagy hidrológiai modellezés biztosíthatja a folyamatos információt.

A többi paraméternél a mérésének gyakorisága és rendje azok változékonyságától, a vizsgálat legmegfelelőbb időszakától, valamint a költséghatékonyságtól is függ. A halakat például elegendő hatévente egyszer vizsgálni, mégpedig nyár végén - ősz elején, mivel ekkor az egynyaras halivadék megfogása és határozása már nem jelent különösebb nehézséget, a halállomány korösszetétele is vizsgálható. Később a víz hőmérsékletének csökkenésével a halállomány jelentős része a téli veremelő helyekre húzódik. Ugyanakkor kora tavaszi mintavétel szükséges azokon a víztesteken ahol nyárra nagy mennyiségű makrofita állomány nő meg, mely a halak megfogását jelentős mértékben akadályozza. Ez elsősorban a sekélyebb tavakra, illetve a kis esésű domb- és síkvidéki vízfolyásokra jellemző. A biológiai elemeket természetesen csak a vegetációs időszakban lehet vizsgálni, ezek közül az év során leginkább a planktonikus algák változnak, ezért ezeknél szükséges a leggyakrabban mintázás. A mintavételek időpontjának megválasztásánál fontos szempont a mindenkori vízjárás, ugyanis egy nagyobb árhullám levonulása például jelentősen képes megváltoztatni mind a rögzült, mind pedig a vízzel mozgó szervezetek egyedszámát.

A medermorfológiai és azokat befolyásoló emberi beavatkozások viszonylag állandóak, így szintén elegendő hatévenkénti felmérésük. A különleges szennyezőanyagok vizsgálatát csak hatévente egyszer kell végezni, akkor azonban havi gyakoriságú mintákból.

A fent bemutatott programmal a feltáró monitoring fő céljai, valamint a két- és többoldalú nemzetközi egyezményekben vállalt mérési kötelezettségek a fent bemutatott programmal minimális szinten, de teljesíthetőek az elvárások. A feltáró monitoringhoz kapcsolódó program keretében történik az **interkalibrációs hálózat** működtetése, valamint a **referencia helyek** vizsgálata is.

A felszíni vizek **operatív monitorozására** kockázatosnak minősített víztestek kerültek kiválasztásra mintaterületi elv alkalmazásával úgy, hogy a különböző típusú terhelések, emberi beavatkozások kellő reprezentáltsága biztosított legyen. A 2004-ben, előzetesen elvégzett kockázatértékelés hidromorfológiai szempontból, valamint szerves-, táp- és veszélyes anyag terhelés alapján történt. Ezen terhelések hatásának vizsgálata célzott, szűk körű vizsgálatokkal is megoldható, ugyanakkor szükség lehet folyamatosan, éveken át, a feltáró monitoringnál nagyobb gyakoriságú mintavételekre és vizsgálatokra, mérésekre is. Emiatt a kockázattípusnak megfelelően azokat a minőségi elemeket vizsgálják, amelyek az adott helyeken a terheléseket leginkább jelzik. A vizsgálatok részletessége olyan, hogy a szignifikáns hatás eldönthető, illetve az intézkedések hatása így kimutatható lesz. Ha a vizek minőségét javító intézkedés történik egy-egy vízfolyáson, vagy állóvízen, akkor az intézkedés eredményességét is az operatív monitoring segítségével lehet tisztázni.

Az operatív monitoring helyeként 2006-ban 345 pont lett kijelölve, a veszélyeztető hatásnak megfelelő alprogram végrehajtására. 2008-ban és 2009-ben újabb operatív vizsgálati helyek lettek kijelölve, így több mint 500 ponton történt már legalább egyszer mérés. A helyek felülvizsgálatát az állapotértékelést követően kell elvégezni, és 2009. december 22-től az operatív monitoringot a feltárt problémáknak megfelelően szükséges folytatni.

Az átalakításra szükség van, mert az új rendszer, annak számos bizonytalansága és **a mérések alacsony megbízhatósága miatt jelenleg csak korlátozottan képes betölteni funkcióját.** Komoly gondot okoz a forráshiány, nem megfelelő a koordináció, részben megoldatlan az adatok áramlása és gyakran hiányzik a szükséges fegyelem (analitikai módszerek alkalmazásánál, biológiai mintavételnél és adatfeldolgozásnál). Az alaphálózatban (melynek állomás száma a korábbi törzshálózat felére csökkent) a kétheti észlelést havi mérések

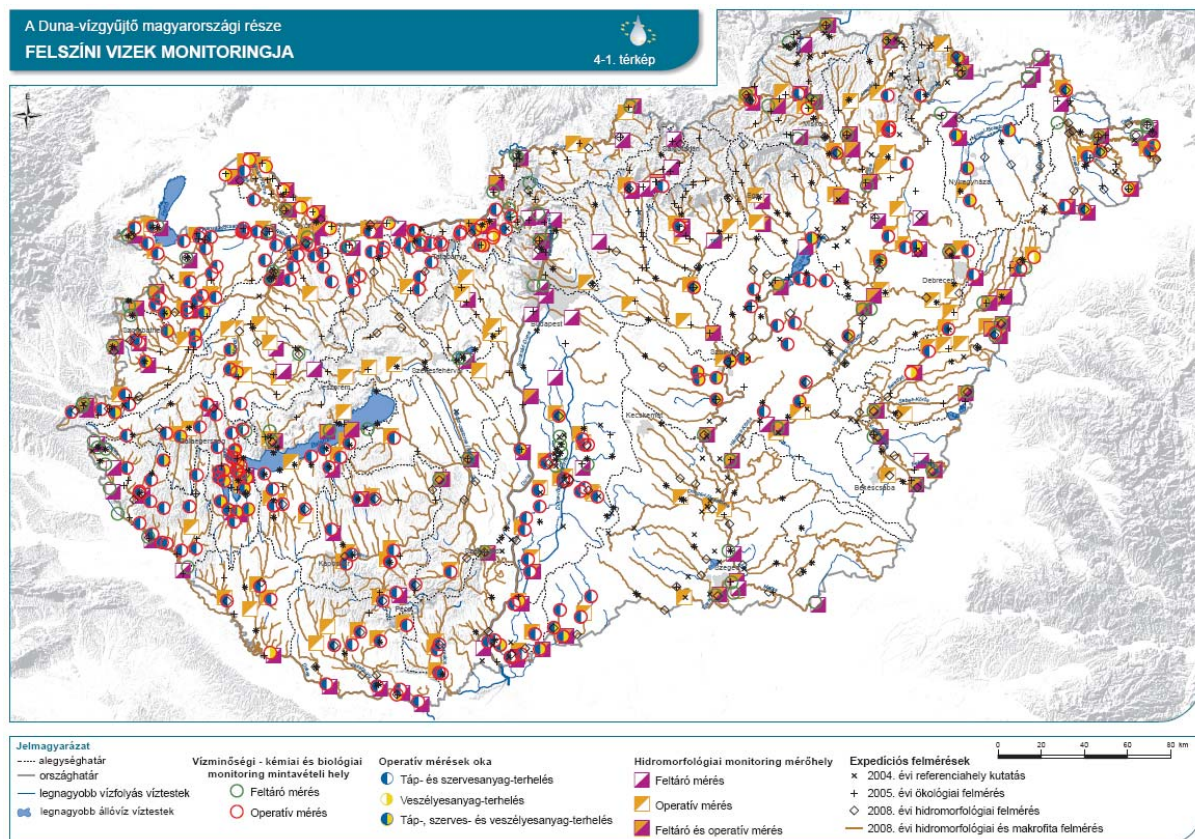
váltották fel, vizsgálati helyek szűntek meg és ezáltal hosszú, 1968-tól létező adatsorok szakadtak meg. Az operatív pontokon (melyek száma jelentős) pedig csak szezonális mérések folynak, ami nem teszi lehetővé sem a megbízható minősítést, sem az állapotért felelős okok meghatározását.

Pozitív változás a biológiai monitoring területén állt elő. Rendszeres jellegű biomonitoring – a tagállamok többségéhez hasonlóan – Magyarországon a VKI bevezetéséig nem létezett, vizsgálatok csak célirányosan, egyes vizekre és élőlénycsoportokra korlátozódva folytak. A más országokban is tapasztalt nehézségek (módszertan fejlesztése, a rutin eljárások kialakítása) mellett nálunk a szükséges kutatási projektek és a megfelelően képzett biológusok hiánya is problémát okoz, melyet tovább nehezít több felügyelési labor bezárása és a fennmaradónál a szakember létszám csökkenése, továbbá a 2002-től elindult továbbképzések megszüntetése.

Súlyos gondok vannak a kémiai monitoring végrehajtásával is. A felelős területi laborok az EU által előírt vizsgálatokból a minimális komponenskör (elsőbbbségi anyagok listája) vizsgálatát sem tudják maradéktalanul teljesíteni. A jelenlegi műszerezettség, és a laborszemélyzet képzettsége és száma nem elégséges a feladatok ellátásához.

Alprogram kódja	1. 2. 3. 4. 5. 6. 7. 8.										
	HUSWPS_1 LW	HUSWPS_1 RW	HUSWPO_1 LWNO	HUSWPO_1 LWHM	HUSWPO_1 RWPS	HUSWPO_1 RWNO	HUSWPO_1 RWHM	HUSWPO_2 RWHM	HUSWPO_3 RWHM	HUSWPO_4 RWHM	
Fitoplankton	évente 6	évente 6	3 évente 4	3 évente 4		3 évente 4		3 évente 4			
Makrofita	évente 1	évente 1	3 évente 1	3 évente 1		3 évente 1				3 évente 1	
Fitobenton	évente 2	évente 2		3 évente 1		3 évente 1		3 évente 1			
Makrogerinctelen	évente 1	évente 2		3 évente 1	3 évente 2	3 évente 1			3 évente 1	3 évente 1	
Halak	6 évente 1	6 évente 1		6 évente 1	6 évente 1		3 évente 1		6 évente 1		
Hidrológia	évente 365	évente 365	3 évente 4	3 évente 4	3 évente 12	3 évente 4	3 évente 4	3 évente 4	3 évente 4	3 évente 4	
Morfológia	6 évente 1	6 évente 1		6 évente 1			6 évente 1	6 évente 1	6 évente 1	6 évente 1	
Folytonosság		6 évente 1					6 évente 1	6 évente 1	6 évente 1	6 évente 1	
Alapkémia	évente 12	évente 12	3 évente 4	3 évente 4	3 évente 12	3 évente 4	3 évente 4	3 évente 4	3 évente 4	3 évente 4	
Elsőbbbségi anyagok	6 évente 12	6 évente 12									
Elsőbbbségi anyagok közül a releváns szennyezők					3 évente 12						
Egyéb veszélyes anyagok	6 évente 12	6 évente 12									
Egyéb veszélyes anyagok közül a releváns szennyezők					3 évente 12						

8.2 táblázat: A felszíni vizek monitoring programjai és a mérési gyakoriságok (VKKI, 2010)



8.2 ábra: A felszíni víztestek monitoring programjai és a mérési helyek (VKKI, 2010)

Vizsgálati monitoringot ott működtetnek, ahol ismerethiány felszámolására, vagy rendkívüli esemény következményeinek kivizsgálására, vagy az operatív monitoring ideiglenes helyettesítésére van szükség. A Víz Keretirányelv bevezetése óta hazánkban négy olyan jelentősebb országos felmérés történt, amely a vizek állapotával kapcsolatos ismerethiány csökkentését célozta, így megfelel a vizsgálati monitoring elvárásainak:

- A 2004. évi, első országos bejárás célja referencia víztestek, illetve helyek felkutatása volt. A vizsgálati módszerek ekkor még nem voltak részletesen kidolgozva, ennek ellenére igen sok információt sikerült összegyűjteni, így a víztestek tipológiája ezen a vizsgálaton alapult.
- 2005-ben, az ECOSURV projekt keretében a biológiai elemek vizsgálati módszerének a meghatározása történt közel 400 helyen.
- 2008-ban 172 helyszínen hidromorfológiai vizsgálatokat végeztek olyan víztesteken, vagy szakaszon, ahol ismeretek bővítésére volt szükség, azaz ahol nincs kiépített vízrajzi állomás. Emellett a hidromorfológiai elemek vizsgálatának módszertanát is pontosították.
- Ezzel egyidőben a környezetvédelmi és vízügyi igazgatóságok szakemberei és biológusok a kis és közepes vízfolyások mentén morfológiai és makrofita gyorsfelmérést végeztek, több mint 700 víztestről szerezve ezáltal nélkülözhetetlen információkat.

A vizsgálati monitoring részét képezi a rendkívüli események (haváriák) idején végzendő monitoring tevékenység. Magyarországon évente közel száz **környezeti kárbejelentés** történik, amelyeket ki kell vizsgálni. A bejelentések negyede olyan komolyabb esemény, hogy kárelhárítás és vizsgálati monitoring működtetése szükséges, évente 5-10 szennyezés határon túlról érkezik. A legtöbb szennyezés levonulása, illetve a kárelhárítás csak néhány napig tart, de a legveszélyesebb rendkívüli események időben hosszabban is elhúzódhatnak, gondoljunk a 2000 évi tiszai cianid szennyezésre, vagy a Rába habzására (melyre az elmúlt

években két, bilaterális egyezmény keretében végzett hossz-szelvény vizsgálat is készült). Vízkémiai és üledék vizsgálatokkal követték nyomon 2010 októberében, az Ajkai vörösiszap tároló gátjának átszakadásával okozott iszaphullám levonulását a Marcal vízrendszerében. A vizsgálati monitoring működtetői balesetszerű szennyezés esetében a kárt okozó környezethasználó, és/vagy egymással együttműködve a környezet-, a természetvédelmi és a vízügyi államigazgatási szervek.

A VKI háromszintű monitorozási kötelezettsége mellett egyéb, uniós irányelvek, illetve nemzetközi előírások szerinti vizsgálatokat is rendszeresen végezni kell. A felszíni vizek esetében ilyen kötelezettség például a fürdővizek és a felszíni ivóvízbázisok (utóbbi száma hazánkban nem jelentős) rendszeres minőségi vizsgálata, az természetvédelmi oltalom alatt álló területek monitorozása, a határvizeken folyó mérések, a Dunavédelmi egyezmény szerint működtetett TNMN hálózat.

Az Európai Unió a fürdővíz használatot 1976. óta egységesen szabályozza. A minőségi követelményeket, a minősítés módját, a tájékoztatást és a jelentési kötelezettségeket meghatározó 76/160 EGK irányelvet fokozatosan váltja fel az új 2006/7/EK irányelv. A minősítés alapvetően bakteriológiai követelmények szerint történik, új elem a cianobaktérium vizsgálat bevonása a minősítésbe. Hazánkban a természetes fürdővizek rendszeres ellenőrzése az ÁNTSZ hatáskörébe tartozik. A minősítést a 78/2008. (IV. 3.) Korm. rendelet szabályozza, összhangban a legújabb EU irányelvvvel. Jelenleg 265 potenciális fürdőhelyet tartanak nyilván, ebből 233 állóvíz, 32 pedig folyók mentén található. Az állóvízi strandok túlnyomó többsége nagy tavaink vízpartján található (a Balatonon 156, a Velencei-tavon 9, a Tisza-tavon 4 strand). A többi fürdőhelyet holtágakon és kavicsbánya tavakon alakították ki. A folyóvízi strandok között 16 van a Tiszán, 5 a Körösökön, további 10 a Dunán és mellékágain, egy pedig a Dráván. Az említett fürdőhelyek összesen 14 állóvíz és 29 vízfolyás víztestet érintenek.

A vízfolyás víztestek mintegy 6 400 km-en folynak keresztül természetvédelmi szempontból védett területen, az állóvíz víztesteknél az érintett védett terület nagysága 2656 km². Védettséget élveznek:

- „A természet védelméről” szóló 1996. évi LIII. törvény (Tvt) alapján meghatározott országos jelentőségű védett természeti területek;
- az egyedi jogszabállyal védett természeti területek (nemzeti parkok, tájvédelmi körzetek, természetvédelmi területek);
- a törvény erejénél fogva ("ex lege") védett természeti területek (lápok, szikes tavak), természeti emlékek (források, víznyelők, barlangok);
- az EU szabályozással összhangban kijelölt védettségi elemek (különleges madárvédelmi terület, különleges és kiemelt jelentőségű természet-megőrzési terület, jelölt Natura 2000 terület, jóváhagyott Natura 2000 terület);
- a Ramsari Egyezmény keretében kijelölt területek.

Felhasznált irodalom:

Tahy, Á. és Tóth, Gy. (2010) Monitoring hálózatok és programok. In: VKKI (2010) A Duna-vízgyűjtő magyarországi része. Vízyűjtő gazdálkodási terv. 4. fejezet. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, Budapest. pp. 161-185. www.vizeink.hu

Clement, A., Somlyódy L. (2011): Vízműködés-szabályozás. In: Somlyódy László (szerk.) A hazai vízgazdálkodás: helyzetelemzés és stratégiai feladatok. MTA, Budapest

9. előadás

Hazai vízrajzi monitoring rendszer bemutatása, hidro-morfológiai állapot jellemzése

A felszíni vizek *mennyiségi* monitoringját „a vízügyi igazgatási szervezet vízrajzi tevékenységéről” szóló 22/1998 (XI. 6.) KHVM rendelet szabályozza. A felszíni vizek (folyók, tavak) mennyiségi állapotáról információt szolgáltató elemek mérését részletesen az úgynevezett „5. számú vízrajzi adatszolgáltatási és adatforgalmi rend” határozza meg. A mérendő elemek köre döntően a hazai vízkészlet-gazdálkodási, vízkárelhárítási igényeken alapszik, amelyek elsősorban a felszíni vizek hidrológiai jellemzőit foglalják magukba:

- Vízállás észlelése
- Vízmélység, meder felvétel
- Vízsebesség mérése (középsébség, áramlás, turbulencia)
- Vízhozam mérése
- Jégviszonyok mérése
- Hordalék
- Talajvízszint mérése
- Rétegvízállás, forráshozamok mérése
- Hidrometeorológiai mérések
 - Csapadék (magasság, intenzitás)
 - Hóréteg, hóvíz egyenérték
 - Levegő és vízhőmérséklet
 - Relatív páratartalom, globál sugárzás
 - Talajnedvesség

Az észlelő hálózat kialakítása, az észlelési pontok (vízrajzi állomások) kiválasztása, a paraméterek mérési gyakorisága is a fent említett céloknak megfelelően történt. A felszíni mennyiségi monitoring hálózat az országos lefolyási jellemzők meghatározásához szükséges törzsállomásokból, helyi jelentőségű üzemi állomásokból, és árvízi helyzetben észlelő árvízi üzemi állomásokból tevődik össze. Vízállást mintegy 2600 állomáson, vízhozamot közel 500 állomáson mérnek az országban.

Hazánkban a vízrajzi észlelésnek hosszú múltja van, az országos Vízjelző Szolgálat története több mint 100 éves múltra tekint vissza:

- Első dunai árvízi feljegyzés 1012-ből való, mely árvíznél „*számtalan ember, barom és épület veszett oda*”. A legrégebbi vízállás-feljegyzéseink az 1693/94 évi árhullámról vannak.
- A vízállások rendszeres észlelése a Dunán 1823-ban a pozsonyi és a budai, a Tiszán pedig 1833-ban a szegedi vízmércéken indultak meg.
- A Kiegyezés időszakában már 57 helyen folyt rendszeres vízállás-észlelés. Hamarosan megindult a vízállások közlése az érdekeltek számára, vagyis a vízjelzés.
- A Tiszánál már 1856-ban megindult, egyelőre csak árvizek idején, de 1886-tól már naponként küldték szét a vízállásokról szóló értesítést.
- Az 1876. február-márciusi dunai jeges árvíz és az 1879. márciusi tiszai árvíz halaszthatatlanná tette az egységes vízrajzi szolgálat kialakítását.
- A Vízjelző Szolgálat 1892. március 1.-én kezdte meg működését, először csak a Tiszavölgy vízállásaira vonatkozóan, majd rövidesen Országos Vízjelző Szolgálatá alakult át.

- 1921-ben megalakul a Nemzetközi Duna Bizottság, 1924-ben a Nemzetközi Vízelző Szolgálat is, amelyben meghatározzák a dunamenti országok közötti adatcsere tartalmi és formai kérdéseit.
- Szervezetileg az Országos Vízelző Szolgálat az 1929-től létrejött Vízirajzi Intézet keretein belül működik, 1952-től a VITUKI-ban.

A VKI szerinti mennyiségi monitoring

A Víz Keretirányelv szerint előírt mennyiségi monitoring programokhoz előírt hidrológiai és morfológiai monitoring (a továbbiakban összevonva: hidromorfológiai viszonyok, illetve jellemzők) fontos meghatározói az ökoszisztémák működésének, így az ökológiai minősítés ún. támogató elemei. A jó állapot követelményeit az élővilággal való szoros kapcsolat határozza meg. A 9.1 táblázat a víztestek hidrológiai és morfológiai állapotának értékelésére a VKI által előírt paramétercsoportokat és a hazai minősítéshez felhasznált paramétereket mutatja.

VKI által előírt paramétercsoport	A hazai módszertan szerint alkalmazott paraméterek
A folyó folytonossága	Hosszirányú átjárhatóság Keresztirányú átjárhatóság (hullámtéri és mentett oldali holtágak és mellékágak vízellátottsága)
Morfológiai viszonyok	
- a folyó mélységének és szélességének változékonysága	Nagy folyók* esetén a folyó szabályozottsága, Kis és közepes vízfolyások esetén a középvízi és a kisvízi meder meanderezése, valamint a meder hosszmenti változékonysága,
- a mederágy szerkezete és anyaga	A meder anyaga Feliszapolódás (jelleg, illetve mérték) Fedettség és benőttség (A vízfelület borító és víz alatti növényzet aránya együttesen). Csak kis és közepes vízfolyások esetén a középvízi és a kisvízi meder méretei és a középvízi meder partjának meredeksége
- a parti sáv szerkezete	Ártér/hullámtér/puffersáv szélessége és állapota Csak kis és közepes vízfolyások esetén a típusra jellemző növényzónák megléte
Hidrológiai viszonyok	
- az áramlás mértéke és dinamikája	Vízjárás Van-e a vízmélységet és a sebességet jelentősen befolyásoló duzzasztott szakasz?
- kapcsolat a felszín alatti víztestekkel	Középvízszint változása medermélyülés vagy duzzasztás miatt.

* Ebben a feldolgozásban *nagy folyónak számítanak az 5000 km²-nél nagyobb vízgyűjtővel rendelkező víztestek* (ezek esetében a figyelembe vett morfológiai jellemzők és meghatározásuk módja eltérő).

9.1. táblázat: A hidromorfológiai állapotértékeléshez felhasznált paraméterek (VKKI, 2010)

A víztesteket az állapotértékelése során a hidromorfológiai paramétereket is figyelembe kell venni. A minősítés alapja a táblázatban felsorolt elemek jó állapothoz tartozó kritériumainak meghatározása. A VKI V. melléklete értelmében akkor beszélhetünk a hidromorfológiai elemek jó állapotáról, ha az összhangban van a biológiai minőségi elemek jó állapotával. Hasonló megközelítés vonatkozik a közepes állapotra is, míg a VKI a gyenge és a rossz állapotot a hidromorfológiai elemek esetében még ilyen közvetett formában sem definiálja. A jó állapothoz tartozó kritériumok biológiai szemléletű meghatározásához a makrofitára, a

makrogerinctelenekre és a halakra vonatkozó információkat, szempontokat vették figyelembe, eltérő részletességgel. Az egyes paramétereket egy 0-5 közötti skálán aszerint súlyozták, hogy milyen mértékben befolyásolják az adott élőlény együttes állapotát.

A hidromorfológiai jellemzők vizsgálatára épül az **erősen módosított állapot** kijelölése. Az erősen módosított víztestek olyan természetes eredetű felszíni vizek, amelyek az emberi fizikai tevékenység eredményeként jellegükben jelentősen megváltoztak, fenntartásuk e megváltozott formában azonban több szempont alapján is indokolt.

A kijelölés lépései:

- A víztest hidromorfológiai viszonyait jelentősen módosító beavatkozás azonosítása (a hazai értelmezés szerint az számít jelentősnek, ami a víztest eredeti típusa szerinti jó állapot elérését akadályozza).
- Ennek a beavatkozásnak a megszüntetése milyen egyéb cél/igény elérését/kielégítését veszélyezteti, és ez beletartozik-e a VKI által megadott körbe (környezeti cél, hajózás, tározás ivóvíz és öntözés célra, energiatermelés, árvíz- és belvízvédelem, rekreáció, egyéb fontos célok, igények)?
- Meg lehet oldani az adott igény kielégítését más, a jó állapot elérését nem befolyásoló módon, illetve annak megvalósítása nem jár-e aránytalan költségekkel, illetve a társadalom támogatja-e?

A 9.2. táblázat a fenti lépéseket foglalja össze. A kijelölés harmadik pontja egyelőre nem történt meg. A harmadik oszlopban ennek az elemzésnek a jelentőségét adtuk meg a döntés szempontjából, a pontosítás a tervezés későbbi fázisában lehetséges. A táblázat utolsó oszlopában az is szerepel, hogy a víztest besorolása milyen információ alapján történt.

A jelentős hidromorfológiai elváltozás olyan oka, amely esetén felmerül, hogy fenn kell tartani.	A kiemelt fontosságú cél (emberi igény)	Az aránytalan költségre vonatkozó elemzés jelentősége	A kijelölés módja
Völgyzárógátas tározó	ivóvíz célra, árvízcsúcs csökkentésre, hűtővízre, öntözésre, üdülési és rekreációs célokra (A halgazdasági hasznosítás nem tartozik a kiemelt célok közé!).	A társ. bevonás beemeli-e a halgazdaságot az egyéb jelentős tevékenységek közé? A megszüntetés nagy valószínűséggel aránytalan következményekkel jár.	Völgyzárógátakkal jelentősen befolyásolt víztestek.
Duzzasztás	vízenergia-termelés, öntözési célú medertározás, ökológiai vízpótlás	Völgyzárógátas tározók estén ld. előző sort. A nagy folyókon létesült duzzasztóművek elbontása nagy valószínűséggel aránytalan következményekkel jár.	Ahol tározó és duzzasztás együtt jelentkezik mint jelentős hatás. Duzzasztás miatt jelentősen befolyásolt víztestek nagy síkvidéki folyókon.
Árvízvédelmi töltések miatt elzárt mellékágak, holtágak mélyárterek. (Bizonytalan!)	árvízvédelem	A mentett oldali vízpótlás megvalósíthatóságán múlik (a költségek és a társadalmi támogatottság dönti el).	Valamennyi víztest, amely a keresztirányú átjárhatóság miatt jelentősen befolyásolt.
Árvízvédelmi töltések (depóniák) síkvidéken és dombvidéki nagy folyókon	árvízvédelem	Az árvédelmi töltések áthelyezése általában túl nagy költséget jelent	Valamennyi nagy folyó, és minden síkvidéki víztest, ahol a hullámtér

A jelentős hidromorfológiai elváltozás olyan oka, amely esetén felmerül, hogy fenn kell tartani.	A kiemelt fontosságú cél (emberi igény)	Az aránytalan költségre vonatkozó elemzés jelentősége	A kijelölés módja
			szélessége nem megfelelő.
Árvízvédelmi töltések (depóniák) dombvidéki kis és közepes vízfolyásokon. <i>(Bizonytalan!)</i>	árvízvédelem	dombvidéki kis és közepes vízfolyásokon a költségek és a társadalmi támogatottság dönti el.	Dombvidéki vízfolyások közül azok, ahol a hullámtér/pufferzóna nem elég széles.
Nagy folyók szabályozottsága <i>(Bizonytalan!)</i>	árvízvédelem	Nagy folyók jelentős szabályozottságának megszüntetése általában túl nagy költséget jelent, megfelelően széles hullámtérrel rendelkező enyhén szabályozott szakaszokon elképzelhető javító intézkedés – egyedileg vizsgálandó.	Szabályozott nagy folyók víztestjei.
Belvízcsatorna, kettős működésű csatorna, öntözőcsatorna	belvízvédelem, öntözési célú medertározás	Belvízcsatornák esetén elvileg az dönti el, hogy kialakítható-e olyan vízviszartartáson alapuló belvízvédelem, amely nem igényli a természetes vízfolyás ilyen célú igénybevételét, gyakorlatilag az érdekeltek a fenntartás mellett fognak szavazni.	Azok a síkvidéki kis és közepes vízfolyások, amelyek betöltnek belvízvédelmi vagy öntözési (kettős működésű) funkciót és tározás vagy duzzasztás vagy vízjárás vagy morfológiai viszonyok miatt jelentősen befolyásoltak.
Vízmeosztás	vízenergia-termelés, árvízvédelem, regionális öntözés	Az energiatermelés jelentősége miatt a megszüntetés általában nem reális.	Energia célú elterelés miatt jelentősen befolyásolt víztestek.
Jelentős vízbevezetések	ökológiai célú vízpótlás	Az ökológiai célú vízpótlás fenntartása indokolt.	Azok a víztestek, ahol egyéb célú vízelvonást jelöltek – (ellenőrizni kell az okát)

9.2 táblázat: Erősen módosított víztestek kijelölése

A VKI-hoz szükséges mennyiségi monitoringot az észlelési pontok nagy részét a hosszú ideje működő vízrajzi észlelő hálózat állomásaiból választották ki, mivel a hidrológiai elemzésekhez legalább harminc éves idősorokra van szükség, valamint az ezeken a helyeken mért vízhozamok a minőségi monitoring keretében vett vízminták kiértékelésében is fontos szerepet játszanak.

A hidrológiai elemeket - a vízrajzi műszaki előírásoknak megfelelően - általában folyamatosan, az adott vízjárási helyzettől függően mérik. Ez vízállás esetében (a legtöbb állomáson már digitális regisztráló műszer működik, amely beállítástól függő, a vízállásváltozásnak megfelelő gyakorisággal mér) általában óránként adatokat szolgáltat, míg a hagyományos lapvízmércéknél napi leolvasás történik. A vízhozam tekintetében idősor ott áll rendelkezésre, ahol a vízállás-vízhozam összefüggés (Q-H görbe) alapján a folyamatos vízszintmérés alapján meg lehet becsülni a vízhozamot, vagy ahol hitelesített mérőműtárgy,

illetve néhány helyen beépített ultrahangos vízhozammérő műszer van. A VKI monitoring hálózatban 293 helyen nincsen kiépített vízrajzi állomás, ezért ezeken a helyeken a hidrológiai hasonlóság, lefolyási, vagy vízmérleg modell alapján lehet megbecsülni a vízhozamot. E helyeken a vízminőségi mintavételezéssel egy időben expedíciós mérések is történnek, amikor a terepviszonyok függvényében köbözéssel, mérőlappal (bukóval), jelzőanyaggal, sebesség-terület módszerrel, ultrahangos műszerrel, vagy úszóval határozzák meg a vízhozamot.

A **morfológiai elemek** vizsgálatához helymeghatározó műszerekre, mélység és üledékvastagság mérő eljárásokra, valamint a mederanyag mintázására van szükség. Terepi jegyzőkönyvek segítik az emberi hatások, például beépített kereszt-, vagy hosszirányú műtárgyak számbavételét, vagy a parti sáv szerkezetének elemzését. A legtöbb vizsgálat nem igényel különösebb eszközöket csak módszeres terepi méréseket, például a meder meanderezettségének (kanyargósságának) meghatározása úgy történik, hogy a sodorvonalat feltérképezik, majd az adott szakasz tényleges hosszát elosztják a két végpont közötti távolsággal. A mélység és iszapvastagság vizsgálatához szelvények mentén mérőrúddal, vagy ultrahangos műszerrel felméri az aljzatot. A mederanyag, illetve a lebegtetett hordalék mintázása és elemzése szabvány, illetve műszaki előírás szerint történik.

Felhasznált irodalom:

VKKI (2010): TERMÉSZETES VÍZFOLYÁSOK HIDROMORFOLÓGIAI ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSE Befolyásoló tényezők számbavétele, A hidromorfológiai állapot minősítése, Erősen módosított állapotú víztestek kijelölése. 5-4. háttéranyag az országos VGT 5. fejezetéhez

VKKI (2010) Vízyűjtő gazdálkodási terv. A Duna-vízyűjtő magyarországi része. Vízügyi és Környezetvédelmi Igazgatóság, Budapest.

AZ ORSZÁGOS VÍZJELZŐ SZOLGÁLAT TÖRTÉNETE

<http://www.hydroinfo.hu/Html/ovsz/tortenet.html>

10. előadás

Hazai felszín alatti víz mennyiségi és minőségi monitoring rendszer bemutatása

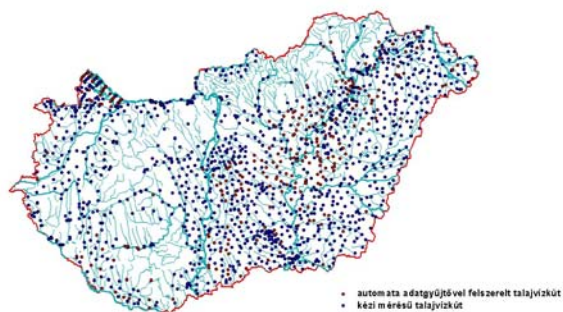
Hazánkban a felszín alatti vizeink vizsgálata, monitoringja évszázados múltra tekint vissza. Ennek oka, hogy természeti adottságaink eredményeként a felszín alatti vizek állapota különösen fontos számunkra, hiszen más vízhasználatokon túl ivóvizünk több mint 95%-a innen származik. A felszín alatti vizek monitoringja több szempontból is jelentősen eltér a felszíni vizek vizsgálati rendszerétől, mivel hazánkban szinte mindenhol van felszín alatt víz, de annak feltárása nehézséget okoz a térbeli kiterjedtsége és heterogenitása miatt. Magyarországon több mint 4000 forrást és közel 60 000 kutat tartanak nyilván, amely helyek alkalmasak lehetnek arra, hogy a felszín alatti vizeket megvizsgálják, méréseket végezzenek és jellemezzék állapotukat (VKKI, 2010).

A **felszín alatti vizek mennyiségi monitoringját** „a vízügyi igazgatási szervezet vízrajzi tevékenységéről” szóló 22/1998. (XI. 6.) KHVM rendelet szabályozza. A felszín alatti vizek (forrás, felszín közeli és rétegvíz) mennyiségi állapotáról információt szolgáltató elemek mérését részletesen az úgynevezett „5. számú vízrajzi adatszolgáltatási és adatforgalmi rend” határozza meg. A mérendő elemek köre döntően a hazai vízkészlet-gazdálkodási, vízkárelhárítási igényeken alapszik (pl. források vízhozama, belvizes területeken talajvíz kutak vízszintje, vagy termálvíz kutak nyomásszintje, valamint hidrometeorológiai mérések). A hálózat kialakítása, a mérések gyakorisága is az említett céloknak megfelelően történt. A felszín alatti mennyiségi monitoring hálózat a vízkészlet meghatározásához szükséges törzsállomásokból, helyi jelentőségű üzemi állomásokból, és a távlati vízbázisok megfigyelőkútjaiból tevődik össze. Vízzintet több mint 5000 ponton, vízhozamot közel 100 forráson mérnek az országban. Az állami monitoring hálózat jelentős részét a KÖVIZIG-ek üzemeltetik, míg a Magyar Állami Földtani Intézet kb. 60 kút észlelését végzi. A felszín alatti vizek mennyiségi állapotának nyomonkövetése nem lenne lehetséges az „üzemi adatszolgáltatók” által beküldött termelési és megfigyelési információk nélkül. 2008-ban közel ezer adatszolgáltató több mint 9000 adatlapot küldött be.

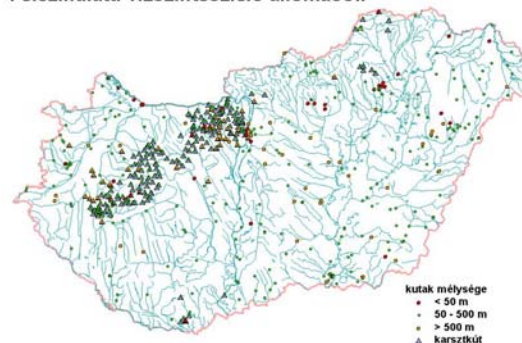
A monitoring rendszert a különböző vízáadó típusokra kiterjedő hálózat képezi (10.1 ábra):

- Talajvízszint észlelő kutak,
- Karsztvízszint figyelő hálózat,
- Rétegvízszint észlelő hálózat ($t < 30\text{ C}$),
- Termálvíz figyelő hálózat ($t > 30\text{ C}$, porózus és termál karszt),
- Forrásészlelő hálózat (vízszint+vízhozam+víz hőm.+vízmin.).

Vízrajzi monitoring
Felszínközeli vízszint észlelő állomások



Vízrajzi monitoring hálózat
Felszínalatti vízszintészlelő állomások

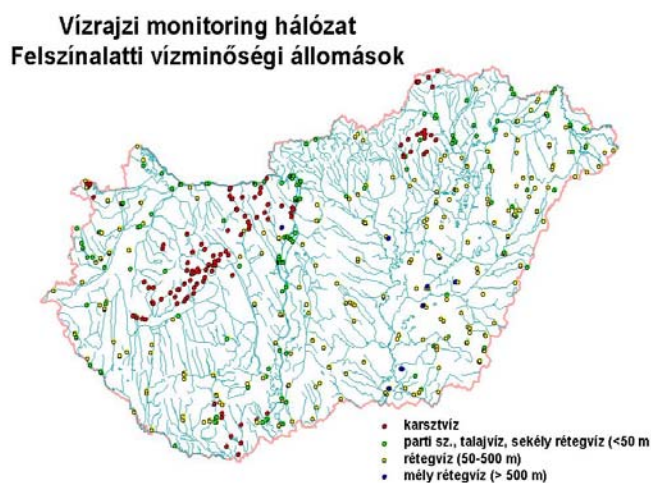


10.1 ábra: Felszínközeli és felszín alatti vízszint észlelő állomások

Az EU csatlakozást közvetlenül megelőző időszakban az MSZ-10-433:1984 számú nemzeti szabvány határozta meg a **felszín alatti vizek vízminőségi vizsgálati** és három osztályos minősítési rendszerét. Ez a rendszer főként a kémiai jellegű információkra helyezi a hangsúlyt, de az általános főkomponens, a szerves és szervesetlen mérgező, a radioaktív anyagok és egyéb vízminőségi (pl. a kormeghatározásra alkalmas trícium) jellemzők mellett közegészségügyi szempontból fontos mikrobiológiai jellemzőket (pl. coliform és baktériumszám, stb.) is vizsgálták. A VKI feltáró monitoringra leginkább hasonló országos vízminőségi törzshálózatban 774 mintavételi helyen a vízáadó típusától függő program szerint havi, negyedévi, vagy éves gyakorisággal vizsgálták a felszín alatti vizeket. A nyolcvanas évek elejétől kezdve fokozatosan bővült az úgynevezett „üzemi adatszolgáltatók” köre, először a nagyobb, majd kisebb vízműveknek és fürdőknek később ipari és mezőgazdasági üzemeknek kellett vízminőségi adatot szolgáltatniuk az országos statisztikai alprogram keretében. A kormányrendelet alapján szabályozott adatszolgáltatás (OSAP) keretében 1985-től $Q > 500\text{m}^3/\text{év}$ kitermelés felett, 2004-től az EU VKI és 21/2002 KöViM rendelet módosítással a $Q > 100\text{m}^3/\text{év}$ (ivóvízszolgáltatás esetén $Q > 10\text{m}^3/\text{év}$) esetén kötelező, a

- vízszintekről, vízhozamokról, havi és éves vízkitermelésekről,
- rendszeres alap és ellenőrző kémiai vizsgálatokról,
- 2004-től kiegészítő kémiai vizsgálatokról és egyéb szerves mikroszennyezőkről.

A 90-es évek közepétől fokozatos fejlesztés eredményeképpen több száz talajvízminőség megfigyelő kút létesült a környezeti monitoring kiépítésének keretében. A Víz Keretirányelv bevezetése kapcsán 2005-ben - a korábbi hálózat hiányosságainak pótlására - Phare projekt keretében több mint 400 talajvízkúttal bővült az állami kezelésű vízminőségi hálózat, valamint 2004-től kezdődően már a napi 100m^3 -nél, vízmű esetében a 10m^3 -nél többet termelő vízhasználóknak is minőségi és kitermelési adatot kell szolgáltatniuk a VKI előírásainak megfelelően. Különböző országos, vagy térségi vízminőségi felmérési (vizsgálati) monitoring programokból származó adatok összegyűjtésére is sor került (pl. Magyar Állami Földtani Intézet, vagy az Országos Közegészségügyi Intézet adatai). A vízgyűjtő-gazdálkodási terv elkészítéséhez az állami monitoring mérésekből és az üzemi adatszolgáltatásból származó adatokat is felhasználták, mivel csak így lehet térben és időben megfelelően megismerni a felszín alatti vizek állapotát, illetve annak változását.

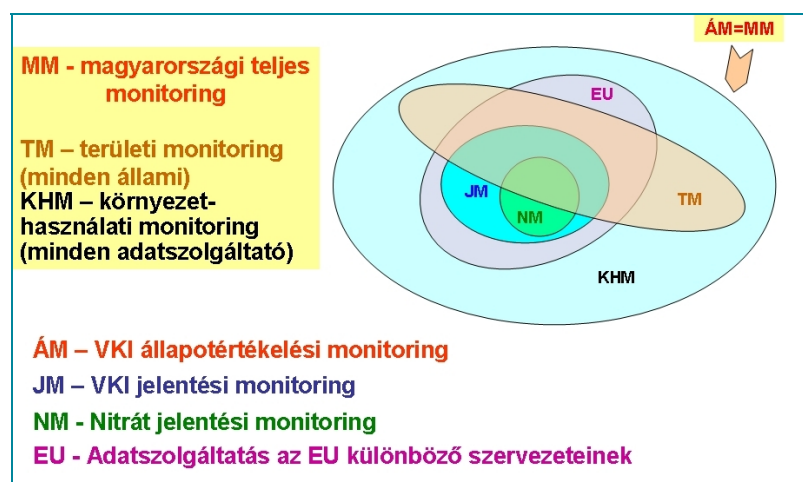


10.2 ábra: Felszín alatti vízminőség vizsgáló állomások

A felszín alatti vizekre vonatkozó VKI monitoring követelményeket a felszín alatti vizek vizsgálatának egyes szabályairól szóló 30/2004 (XII. 24.) KvVM rendelet foglalja össze. Eszerint a felszín alatti monitoring rendszer két alrendszerből épül fel (10.3 ábra). Az egyiket az állami és önkormányzati felelősségi körbe tartozó, a közérdek mértékével arányban álló részletességű és sűrűségű, ún. **területi monitoring** alkotja. A területi monitoring a következő főbb elemekből épül fel:

- a környezetvédelemért felelős miniszter irányítása alá tartozó szervezetek által folyamatosan üzemeltetett rendszerek (pl. vízrajzi hálózat, rendszeresen vizsgált kutak), és a speciális rendszerek (pl. távlati vízbázisok vízrajzi hálózatba nem tartozó kútjai, felső-dunai monitoring)
- más állami szervezetek által folyamatosan üzemeltetett monitoring rendszerek (pl. MÁFI megfigyelő kúthálózata és forrásmérései, FVM által fenntartott Talaj Információs Monitoring)
- települési önkormányzatok (elsősorban a városok) által végeztetett monitorozás.

A hazai monitoring rendszer másik alrendszerét a környezethasználók által végzett mérések, megfigyelések képezik (**környezethasználati monitoring**). Ide tartoznak – többek között – a vízművek által végzett mérések, az ipari üzemek, hulladéklerakók, egyéb szennyezőforrások és a szennyezett területek környezetének monitoringja.



10.3 ábra: A felszín alatti monitoring szervezeti rendszere

A víztestek jellemzéséhez, állapotértékeléséhez a területi és környezethasználati monitoring szinte összes elemére szükség van. Sőt az „**állapotértékelési monitoring**” nemcsak a hagyományos értelemben vett észleléseket (vízmennyiség és vízkémia) kell, hogy tartalmazza, hanem a felszín alatti vizeket érintő minden környezet-használat monitorozását is. 2007 tavaszán az Európai Bizottságnak megküldött monitoring jelentésben felsorolt közel 3500 észlelési hely és mérési program alkotja az „EU-VKI jelentési monitoring program”-ot, vagy röviden a „**jelentési monitoring**”-ot. A jelentési monitoringot az állapotértékelési monitoringból kiválogatott állomások alkotják. A jelentési monitoring a VKI által előírt kötelezettségek mellett más adatszolgáltatások és adatcserék alapját is képezi. A VKI monitoring rendszerből kerültek kiválogatásra a Nitrát Irányelv által előírt monitoring rendszer állomásai. A jelentési monitoring rendszer objektumain mért paraméterek alapján történik az éves statisztikai adatszolgáltatás az Európai Környezetvédelmi Ügynökség felé, és a határvízi egyezményekben rögzített adatcseréknél is a VKI állomások szerepelnek.

A Víz Keretirányelv szerint a felszín alatti vizek esetében is egy feltáró és egy operatív monitoringot programot kell működtetni, de az operatív észlelés céljai az előzőekben leírtól kismértékben eltérőek. Ennek következtében az operatív monitoringot a feltáró monitoring működési időszakai között kell üzemeltetni és a megfigyelési tevékenység hangsúlyozottan a VKI célkitűzéseinek elérését veszélyeztető, azonosított kockázatok felmérésére irányul. Hazánkban eddig nem voltak kijelölve olyan monitoring pontok, ahol operatív észlelés lett volna, mivel az első jellemzéskor (a 2005. évi országjelentésben) egyetlen víztestet sem nyilvánítottak határozottan gyenge kémiai állapotúvá, vagy kockázatosná. 2009. december 22-től kezdve ez megváltozott, a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv 5. fejezetében gyenge állapotúnak minősített felszín alatti víztesteken a továbbiakban operatív monitoringot is kell működtetni.

A felszín alatti vizek állapotának megfigyelésére összesen **6 féle feltáró program** működik, ebből **kettő mennyiségi, négy kémiai monitoring**.

A **mennyiségi monitoring** célja a felszín alatti víz szintjében bekövetkező változások nyomon követése, valamint adatok biztosítása a vízmérleg számításához és a szárazföldi ökoszisztémák állapotának meghatározásához, valamint a határon átáramló víz irányának és mennyiségének becsléséhez. A VKI mennyiségi monitoring programokhoz az észlelési pontok nagy részét a hosszú ideje működő vízrajzi észlelő hálózat állomásaiból választották ki, mivel a hidrogeológiai elemzésekhez legalább harminc éves idősorokra van szükség, valamint az ezeken a helyeken mért vízszintek, forráshozamok a kémiai monitoring keretében vett vízminták kiértékeléséhez is szükségesek.

A **vízszint mérési program (HUGWP_Q1)** keretében 1685 kútban mérik a vízszintet. Az észlelések gyakorisága a víztest típusától függ. A termál víztesteknél évente minimum egy mérés szükséges, általában azonban havonta egyszer mérnek. A többi víztest típusnál a minimális mérési gyakoriság havi, viszont a sekély víztestek monitoring pontjainál a heti kétszeri mérés szakmai elvárás a vízrajzi gyakorlatban. A vízszintet kézi eszközzel (síppal, elektromos mérőszalagos), vagy beépített szondával (úszó, nyomásérzékelő, pozitív kutaknál nyomásmérő) mérik a hatályos műszaki előírásoknak megfelelően. A kutak jelentős részénél digitális vízszint-regisztráló van beépítve, amelyek 0,1 cm pontossággal, akár óránkénti mérésre is képesek.

A **vízhozammérési program (HUGWP_Q2)** elsősorban forrásokra vonatkozik, néhány esetben azonban termálkútból elfolyó vízmennyiség mérésére is szolgál. Országosan összesen 117 helyen mérnek vízhozamot évente legalább egyszer, vagy a változatosabb vízjárású forrásoknál negyedévente, illetve havonta. A leggyakrabban alkalmazott hozammérési módszer forrásoknál a köbözés. A felszíni vizek hozammérésénél felsorolt összes többi eljárás (bukó, úszó, jelzőanyag, stb.) is alkalmas lehet, ha a természeti körülmények megengedik.

A felszín alatti víz minőségének meghatározása céljából működtetett **kémiai feltáró monitoring** programok a vízadó típusa, mélysége, védettsége szerint differenciáltak. A VKI V. mellékletében kötelezően előírt kulcsparamétereket és a főelemeket (oldott oxigén, pH, fajlagos elektromos vezetőképesség, nitrát, ammónium, valamint nátrium, kálium, kalcium, magnézium, klorid, szulfát ionok, KOI és lúgosság) minden kútban megméri. A többi vizsgálandó komponenst mintaterületi elv alapján határozták meg.

A **sérülékeny külterületi program (HUGWP_S1)** a sekély porózus, hegyvidéki és nyílt hideg karszt víztestekre vonatkozik, ha a monitoring pont környezetében szántó, rét-legelő,

erdő, szőlő, vagy gyümölcsös található. Az általános kémiai paraméterek mellett ezeken a helyeken a program közel harminc növényvédőszer-hatóanyagára és azok bomlástermékeire terjed ki, valamint az erősen toxikus nehézfémekre (arzén, higany, ólom, kadmium). Szűrőpróba szerűen TOC, TPH, AOX, PAH és BTEX méréseket is végeznek. 847 (2010-től 560) helyen kell a sérülékeny külterületi program szerint monitorozni a kutakat (759/488 db), vagy forrásokat (88/72 db). A mintavételi helyek 60%-a szántó, 17%-a erdő, 16 %-a rételegelő és 7 %-a gyümölcsös, vagy szőlő művelésű területen található.

A sérülékeny belterületi program (HUGWP_S2) ugyanazokat a víztest típusokat célozza, csak az ipari területeken, vagy településeken elhelyezkedő kutakban. Ebben a programban a tipikus ipari felhasználású szerves vegyületeket: oldószereket, szénhidrogéneket és egyes specifikus rákkeltő vegyületeket (pl. benzol, vinil-klorid), nehézfémeket vizsgálnak. Az ipari szennyező-anyagokat itt is kiegészítik a növényvédőszer vizsgálatok, különösen a falusias beépítettségű területeken. A programban 287 (2010-től 164) monitoring pont van, amelyből 52 ipari területen, 188 falusias, 47 pedig városias beépítettségű környezetben található.

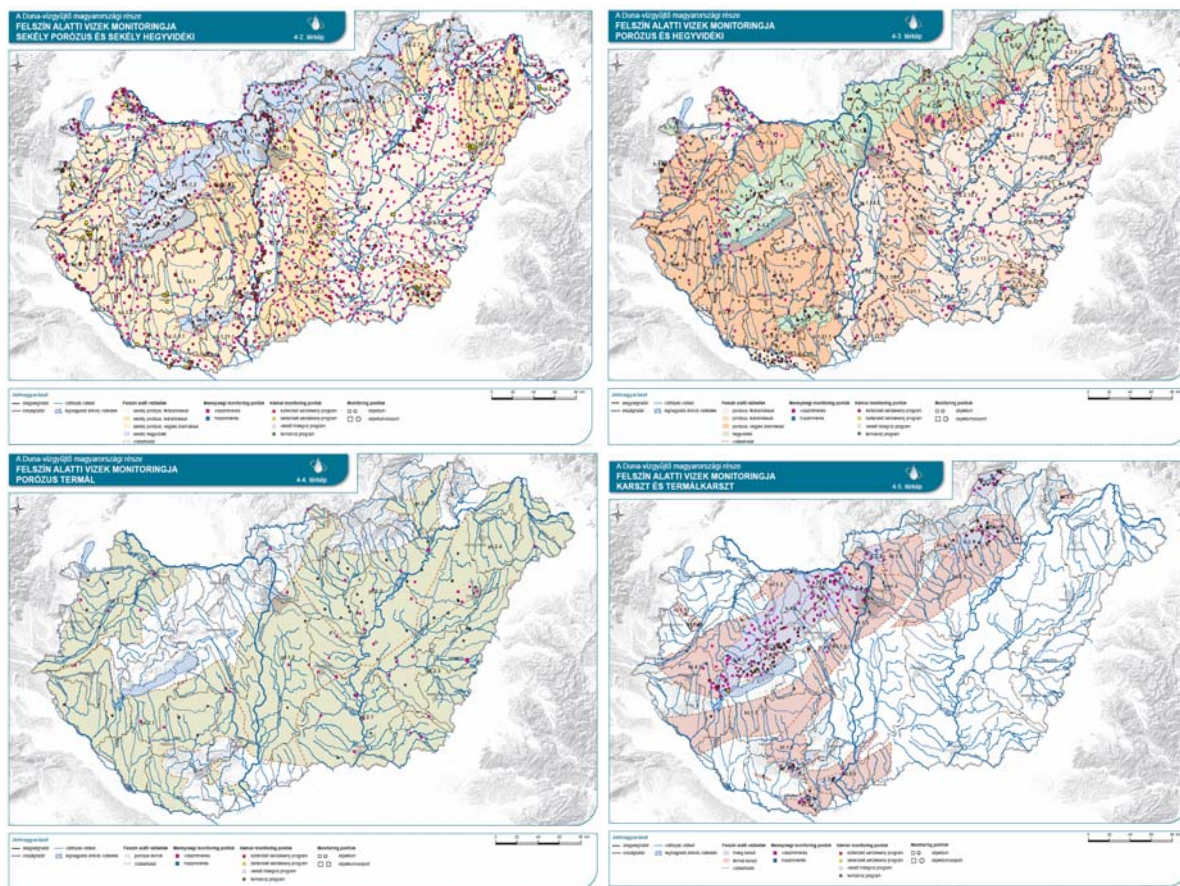
A sérülékeny vizeket vizsgáló két programban összesen 1134 monitoring hely van, amelynek döntő többsége (696 db) sekély porózus víztestet tár fel. A porózus víztestek felső részét szűrőző kutak (191 db) a biztonság kedvéért a sérülékeny programokba lettek besorolva. A nyílt karsztba fűrt kutak, vagy a mintázott hideg karsztvíz források száma 116, míg a sekély hegyvidéki, vagy hegyvidéki monitoring pontok száma 66 és 65. A sérülékeny programokban az általános komponensek elemzésére évente kétszer vesznek mintát, míg a speciális szennyezőanyagokra (arzén, ólom, kadmium, higany, tri- és tetraklór-etilén, TOC, AOX, TPH olajok, összes fenol, BTEX, összes naftalin, klórbenzolok, vinil-klorid, PCB, triazinok, klórpeszticidek, klórpirifosz, 2,4-D) hatévente egyszer.

Az operatív monitoring program megalapozása, valamint a költségek elosztása érdekében a hat éves ciklus alatt a leginkább veszélyeztetettnek tekintett monitoring helyeken a vizsgálatokat 2007 - 2008 évre ütemezték, így az eredmények már a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során rendelkezésre álltak.

A védett rétegvíz programban (HUGWP_S3) a vízminőségi mintavétel évente csak egy alkalommal történik és csak a legalapvetőbb (kémhatás, sótartalom, összes szerves anyag) jellemző paramétereket vizsgálják. 786 (2010-től 779) monitoring pont van a védett rétegvíz programban, amelyeknek több mint 90%-a porózus víztestbe fűrt termelőkút. A hegyvidéki vegyes összetételű, vagy a védett karszt vízáradókat feltáró kutak száma elenyésző; 29, illetve 25 db. Hatévenként ezeknél a kutaknál is vizsgálni kell a veszélyes anyagokat, különösen a közel 700 ivóvíztermelő kút esetében, annak megfelelően ahogy ezt a víziközművek üzemeltetéséről szóló 21/2002 (IV. 25.) KöViM rendelet előírja.

A termálvíz program (HUGWP_S4) feltáró monitoringja a porózus termál és a meleg vizű karszt víztestekre terjed ki. Célja elsősorban a természetes vízminőség jellemzése, illetve a termálvíz használatából eredő vízminőség változás követése. A termálvíztestek megfigyelése 85 monitoring ponton, hatévenként egyszeri mintavétellel történik, az általános vízminőségi paraméterekre.

A felszín alatti vizek mintázása a monitoring pont típusától függ. Forrásoknál általában merített mintát vesznek, figyelőkútból tisztítószivattyúzást követően mintavevő szivattyúval, termelőkútból a mintavevő csapon keresztül történik a mintavétel.



10.4 ábra: Felszín alatti víztestek feltáró monitoring programjainak hálózata (VKKI, 2010)

A határokkal osztott víztestek esetében a szomszédos országokkal a határvízi egyezmények keretében adatcserére kijelölt kutak (117 állomás) a VKI monitoring részét képezik. Ezen felül a jelen monitoring rendszer pontjai a Duna Védelmi Egyezményhez kapcsolódóan a Duna-medence szinten kijelölt, jelentős, határokkal osztott felszín alatti víztestek monitoringját is biztosítják (854 állomás).

A 30/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet szerint a gyenge, vagy kockázatos (emelkedő trend) kémiai állapotú felszín alatti víztesteken **operatív monitoringot** kell üzemeltetni, amely több mint 400 mintavételi helyen jelent változást. Az állapotértékelés eredményeképpen számos víztest kapott gyenge minősítést, amelyet az alap kémiai paraméterek, például a nitrát és/vagy a peszticidek (diffúz terhelés) és/vagy alifás klórozott szénhidrogének (pontoszerű szennyezők) küszöbértéket meghaladó jelenléte indokolt.

Felhasznált irodalom:

Dr. Perger László - Tahy Ágnes: FELSZÍN ALATTI VIZEK MONITOROZÁSA (A hazai vízgazdálkodási gyakorlat) Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság

Tahy, Á. és Tóth, Gy. (2010) Monitoring hálózatok és programok. In: VKKI (2010) A Duna-vízgyűjtő magyarországi része. Vízügyi gazdálkodási terv. 4. fejezet. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, Budapest. pp. 161-185. www.vizeink.hu

11. előadás

Talajvédelmi monitoring rendszerek bemutatása, talaj kármentesítési monitoring

A talajmonitoring feladatai:

- A talajmonitoring célja a talajtulajdonságok térbeni eloszlásának és időbeni változásainak szisztematikus regisztrációja, emellett
- a természeti változások, emberi beavatkozások talajra gyakorolt hatásának nyomon követése,
- talajdegradációs folyamatok, talajszennyezések regisztrálása, azok megelőzése, mérséklése érdekében,
- a fenntartható mezőgazdasági fejlődés, racionális földhasználat és környezetvédelem talajtani megalapozása,
- különböző modellekhez való adatszolgáltatás.

Az Európai Bizottság 2001-ben elfogadta a 6. Környezetvédelmi Akcióprogramjának prioritási területei közé sorolták a természet és biodiverzitás védelmét és ezen belül kiemelt témakör a talajvédelem.

A talajokat fenyegető különböző természetű veszélyek megléte, szükségessé tette egy olyan **talajvédelmi politika** kidolgozását, amely megbízható adatokon és értékelési rendszereken nyugszik. Ezt, szemelőt tartva 2002. ápr. 16.-án az Európai Bizottság elfogadta a Tematikus Talajvédelmi Stratégiáról (Towards the Thematic Strategy for Soil Protection) szóló közleményt (COM (2002) 179 final), melyben a Bizottság meghatározta az EU területén a talajt veszélyeztető nyolc legfontosabb tényezőt. Ezek az erózió, a szerves anyagok csökkenése, a szennyezés, a szikesedés, a tömörödés, a biológiai sokféleség csökkenése, a lezáródás, a földcsuszamlás és az árvíz.

Első lépésként létre kívánnak hozni egy közösségi szinten működőképes megfigyelő hálózatot, hogy segítségével a szakértők megfelelő adatbázishoz juthassanak a talajokban lejátszódó folyamatok alakulásáról.

A javasolt irányelv magában foglalja a következőket:

- A talaj funkciói megőrzésének, a talajromlás megelőzésének és hatásai csökkentésének, a megromlott állapotú talaj helyreállításának, valamint a más ágazati politikákba való integrálásnak az elvein alapuló talajvédelem közös keretrendszerének kialakítása.
- A talaj funkcióinak megőrzése céljából az egyes ágazati politikák talajromlási folyamatra gyakorolt hatásainak azonosítására, leírására és értékelésére vonatkozó követelmény.
- Óvintézkedések előírása a talajhasználók számára, amennyiben tevékenységük várhatóan jelentős mértékben akadályozza a talaj funkcióit.
- A talajlezáródás témájának olyan megközelítése, amely biztosítja, hogy a földterületeket ésszerűbben használják az EK-Szerződés 174. cikkével összhangban, valamint hogy fenntartsák a lehető legtöbb talajfunkciót.
- Az erózió, a szerves anyagok csökkenése, a szikesedés, a tömörödés és földcsuszamlások kockázatának kitett területek azonosítása, és nemzeti intézkedéscsomagok meghatározása. Meg kell határozni e veszélyeztetett területek kiterjedését. A következetes és összehasonlítható megközelítés biztosítása érdekében a kockázatok meghatározását közös elemek alapján kell végrehajtani. Ezen elemek magukban foglalják a különböző veszélyek

forrásaiként ismert paramétereket. A célok elérése érdekében kockázatsökkentési célokat és intézkedéscsomagokat kell elfogadni. A programok építhetnek a nemzeti és közösségi összefüggésben már meghatározott és végrehajtott normákra és intézkedésekre.

- A veszélyes anyagoknak a talajba jutását korlátozó intézkedések, megelőzendő a talajban való felhalmozódást, ami akadályozná a talaj funkcióinak betöltését, és kockázatot jelentene az emberi egészségre és a környezetre.

A szennyezett területek jegyzékének elkészítése, a gazdátlan területek rehabilitációjára finanszírozási mechanizmus létrehozása, a talajállapotról vonatkozó jelentés elkészítése és az azonosított szennyezett területek rehabilitációjára vonatkozó nemzeti stratégiák kidolgozása. Ki kell dolgozni a szennyezett területek meghatározását és a potenciális talajszennyező tevékenységek jegyzékét. Ezek képezik a potenciálisan szennyezett területek felderítésének alapját, ami a ténylegesen szennyezett területek jegyzéke kialakításában tett első lépést jelenti. Mindezt kiegészítendő az eladó félre vagy a leendő vevőre vonatkozó kötelezettség, amely szerint bármely olyan földterülettel kapcsolatos ügylet esetében, ahol potenciálisan talajszennyező tevékenység zajlott vagy zajlik, a talaj állapotára vonatkozó jelentést kell benyújtani. Az épületek energetikai teljesítményére vonatkozó hasonló kötelezettség már létezik a közösségi jogalkotásban (lásd a 2002/91/EK irányelv 7. cikkét).

A Talaj Keretirányelv tervezetét a COM(2006) 232 javaslatban 2006-ban adta ki az Európai Bizottság.

Hazánkban 1992 óta üzemel **Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM)**. A Talajvédelmi Információs és Monitoring koncepcióját és rendszertervét az MTA-TAKI irányításával szakértői bizottság dolgozta ki 1991-ben. A TIM célja az ország talajkészleteinek minőségében bekövetkező változások regisztrálása és a talajállapot változásainak időbeni nyomon követése a megfelelő szabályozás érdekében.

A szabályozás célja:

- állapotmegőrzés azokon a területeken, ahol a talajállapot jelenleg megfelelő,
- állapotromlás megelőzése, vagy mérséklése azokon a területeken, ahol a talaj- állapot megfelelő ugyan, de természeti vagy antropogén veszély fenyegeti,
- állapotjavítás azokon a területeken, ahol a talajállapot most sem megfelelő.

A TIM Felügyeletét a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Növény- és Talajvédelmi Főosztálya gyakorolja, szakmai irányítását az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete (MTA TAKI) által koordinált szakértői bizottság látja el. A helyszíni feltárásokat és az évenkénti mintavételt a megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálatok talajtani szakemberei végzik. A talaj és talajvíz minták laboratóriumi vizsgálata 5 regionális talajvédelmi laboratórium feladata. A helyszíni és laboratóriumi munkáinak a koordinálását a Növény- és Talajvédelmi Központi Szolgálat Talajvédelmi Fejlesztési Osztálya végzi

A TIM kialakításához az alábbi információkat használták:

- a harmincas évek közepétől az 50-es évek közepéig az ország egész területére elkészített 1:25.000 méretarányú Kreybig-féle átnézetes talajismereti térképek,
- nagyméretarányú (M=1:10.000) talajtérképek (az ország mezőgazdasági területének 60 %-a),
- az erdőterületekre elkészített 1:10.000 méretarányú "termőhely-térképek",
- az Agrokémiai Információs és Irányítási Rendszer (AIIR) adatbázisát szolgáltató, mintegy 5 millió hektárnyi szántóterület, a rét-, legelőterületek, és az ültetvények

tábláinak feltalajára vonatkozó hároméves ciklusú talajvizsgálatok eredményei, valamint a termelő üzemek összes táblatorzskönyv adatai,

- mintegy 6000 tábla talajának 3 szintjére vonatkozó, úgynevezett mélyebb réteg vizsgálatok adatai,
- az országos mintateres földértékelési program keretében feltárt, több ezer-talajszelvényre vonatkozó leírás és vizsgálati adat,
- az MTA TAKI talajinformációs rendszerének (TIR) adatbázisa.

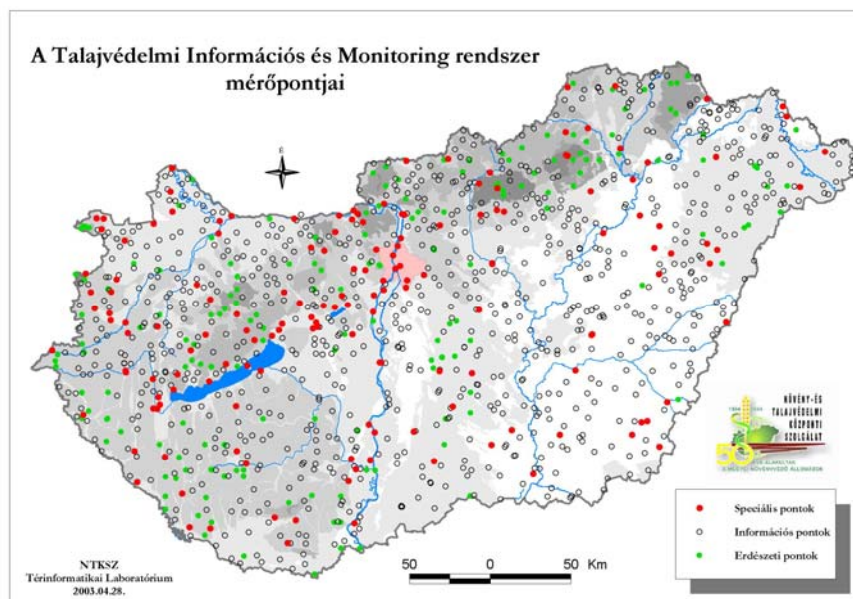
A TIM pontok kijelölésének szempontjai

Elsődleges szempont a reprezentativitás (a mérési pont megfelelően jellemezze a természetföldrajzi egység talajviszonyait, ezzel lehetőséget teremtve a talajállapot jellemzésére és a bekövetkezett változások nyomon követésére). A reprezentativitás elvének betartása mellett előnyben részesültek azok a területek:

- amelyekre ismertek régebbi talajtani adatok (talajtérkép, speciális céltérkép, talajtani szakvélemény, talajvizsgálati eredmény, feltárt talajszelvény stb.), mivel így a rendelkezésre álló adatok időben a múlt felé kiterjeszthetőek, a bekövetkező, vagy bekövetkezett változások jobban nyomon követhetőek;
- ahol a természeti környezet egyéb elemeire is folynak mérések (meteorológiai állomás, talajvízszint észlelő kút, hidrológiai megfigyelőállomás, földtani mélyfúrás stb.), mivel ezek lehetővé teszik a talajtani változások és az egyéb természeti viszonyok közötti összefüggések elemzését;
- ahol szabadföldi tartamkísérletek vannak, így azok kísérleti eredményei összevethetők a mérési pont észlelési eredményeivel.

Fenti szempontok figyelembevételével 1236 pont került kijelölésre (11.1 ábra):

- Az országos törzsmérő hálózat, 865 ponttal reprezentálja az ország mezőgazdasági művelésű területeinek talajállapotát;
- erdészeti mérőpontok 183 ponttal jellemzik az erdei ökoszisztémák alatti talajokat;
- speciális mérőhelyek a veszélyeztetett, illetve már szennyezett területek jellemzését szolgálják 188 ponton.



11.1 ábra: TIM mérőhálózat mintavételi pontjai (Marth-Karkalik, 2004)

Mintavétel, mért jellemzők

- A mintavételt minden évben a **kijelölt pont 50 m-es körzetében** kell végrehajtani.
- Első alkalom: **szabályos talajszelvény feltárása** 150 cm mélységig, majd elvégezni minden helyszíni vizsgálatot, ami a talajtérképezés során szükséges.
 - Szelvény környezetének jellemzése (domborzat, kitettség, fekvés, erózió, növényzet, felszín jellegzetességei stb.).
 - genetikai szint jele, mélysége, színe, fizikai féleség, szerkezet, tömődöttség, nedvesség, pezség, fenolftalein lúgosság, kiválások, durva vázrész, talajhiba, gyökérzet, szintek közötti átmenet, talaj típusa, altípusa.
- A részletes alapfelvételezést követően **évente** fűréssal végzik a **mintavételt**, talajszelvény feltárása már nem szükséges. A mintákat azonban azonos módon, genetikai szintenként, vagy rétegenként kell megvenni 150 cm mélységig.
- Az indulás évében minden talajszelvény minden szintjéből külön 2 kg mintát kellett venni egy **talajarchívum** részére. Az archivált minták lehetővé teszik, hogy az alapállapothoz viszonyítva olyan vizsgálatokat is elvégezzenek majd, ami eredetileg nem volt a tervben. Ebből a célból a 3. és 6. évi helyszíni munka során szintén begyűjtötték a mintákat az archívum részére.

Talajfizikai, vízgazdálkodási jellemzők:

Arany-féle kötöttségi szám(KA), mechanikai összetétel, higroszkóposság (hy), térfogattömeg, teljes vízkapacitás (pFo), szabadföldi vízkapacitás (pF2,5), holtvíz tartalom (HV, pF 4,2), hasznosítható vízkészlet (DV, pF2,5-pF4,2)

Talajkémiai jellemzők, tápanyagtartalom:

(minden genetikai szintből, illetve talajrétegből)

kémhatás /pH(H₂O), pH(KCl)/, összes vízdoldható sótartalom, fenolftalein lúgosság, hidrolitos aciditás, kicserélődési aciditás, szervesanyag tartalom, szénsavas mésztartalom, adszorpciós kapacitás (T érték), kicserélhető kationok, 1:5 arányú vizes kivonat, NO₃-+NO₂-, összes nitrogéntartalom a talaj minden szintjéből;

felvehető tápanyagtartalom (P, K, Mg, Na, Ca, Cu, Zn, Mn, Fe, B, Mo) csak a szelvények felső szintjéből, de minden évben;

oldható és összes toxikus elemtartalom (As, Cd, Co, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn, Cu).

növényvédő szermaradék vizsgálatok: Klórozott szénhidrogének, Triazinszármazékok, Fenoxi karbonsavak, Karbamátok, Foszforsavészterek

szerves mikroszennyezők: Összes alifás szénhidrogén (TPH), Benzol, Fenolok, Policiklikus aromás szénhidrogének (PAH), Halogénezett aromás szénhidrogének, Poliklórozott bifenilek (PCB), Dioxinok, dibenzofuránok

Talajvízmintákból meghatározandó paraméterek:

pH, EC, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻

Talaj mikrobiológiai vizsgálatok: A vizsgálatokat a talaj felső szintjéből kell elvégezni:

- nedvességtartalom,
- CO₂ produkció meghatározása,
- cellulózbontó aktivitás,
- dehidrogenáz enzimaktivitás meghatározása.

Radioaktivitás: A talajban előforduló fontosabb természetes és mesterséges izotópok meghatározását a talaj felső 10 cm-es rétegéből kell elvégezni, de csak megyénként 5 szelvényből, tehát az ország területéről összesen 95 mintából. A vizsgált természetes

radioaktív izotópok: 238U - 226Ra sor, 232Th sor, 40K, a mesterséges radioaktív izotópok: 134Cs, 137Cs. A méréseket a Paksi Atomerőmű RT. Környezetellenőrző Laboratóriuma végzi.

Eróziós mérőpontok vizsgálata: A talajréteg vastagsága változásának mérésére a felszín alá, azzal párhuzamosan elhelyezett 1 m² (1 x 1 m) felületű, 10 mm vastagságú alumínium lemez beépítését végezték el. A lemez helyzetét GPS méréssel rögzítették, majd penetrométer segítségével a visszatöltött föld vastagságát közvetlenül megmérték. Az ülepedést követően az évenkénti mérést a betakarítások után kell végezni. A penetrométeres mérés nem csak a termőréteg vastagság változásának megállapítására ad lehetőséget, - melyből következtethetünk az erózió, vagy a ráhordás mértékére - hanem az esetleges tömörödés észlelésére is.

A TIM genetikai szintekből, illetve rétegekből származó minták tárolása a talajvédelmi laboratóriumokban történik. A talajminták közül az indulási és az azt követő minden harmadik évben felszedett mintamennyiség kerül archiválására. Az archív minták mennyisége kb. egy kilogramm szárított őrölt minta, ezek selejtezésre nem kerülnek.

A minták vizsgálata után a mérési eredmények a Központi Szolgáltatnál működtetett TIM adatkezelő rendszerbe érkeznek, ahol a különböző adatcsoportoknak megfelelően rögzítésre kerülnek. Ezután van lehetőség a mért paraméterek átvizsgálására, ellenőrzésére. Ha az adatok helyesnek bizonyulnak, akkor a regionális Talajvédelmi Laboratóriumok a saját területüknek megfelelő adatokat visszakapják és az adatkezelő rendszer segítségével elemezhetik a mérési eredményeket.

Kármentesítési monitoring (talaj, talajvíz)

Jogsabályi háttér

A kármentesítési feladatok legtöbb esetben a földtani közeget (talajt, talajvizet) érintik. Az ide vonatkozó jogszabály, a felszín alatti vizek védelméről szóló 219/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet célja a felszín alatti vizek:

- a) jó állapotának biztosításával és annak fenntartásával,
- b) szennyezésének fokozatos csökkentésével és megelőzésével,
- c) hasznosítható készleteinek hosszú távú védelmére alapozott fenntartható vízhasználattal,
- d) a földtani közeg kármentesítésével

összefüggő feladatok, jogok és kötelezettségek megállapítása.

A szennyezett területek kármentesítéséhez kapcsolódó monitoring több lépésből áll:

- a lehetséges szennyezés vizsgálatára a környezetvédelmi hatóság elrendeli a tényfeltárást, melyet általában helyszíni vizsgálat is kísér (tényfeltáró monitoring);
- a kármentesítés elrendelése esetén a műszaki beavatkozás fázisában folytatott monitoring;
- utóellenőrzés, mely a kármentesített területen a szennyezettség csökkentés eredményének tartós fennmaradását bizonyítja;
- a tartós környezeti károsodások monitoringja akkor szükséges, ha a károsodás előtti környezet állapot a tervezett műszaki beavatkozással meghatározott idő alatt nem állítható helyre.

A földtani közeg, víz, levegő esetében a vizsgálat tárgya:

- a szennyezőanyag koncentrációk térbeli és időbeli változásának jellemzése,

- A változásokat előidéző, illetőleg a változásokból eredően fellépő folyamatok nyomon követése (bomlás, hígulás, szorpció, különböző anyagcsere termékek mérése).

Az élő környezet monitoringja ezen túlmenően tartalmazhatja a szennyezettség élővilágra gyakorolt hatásának és a hatás változásának bemutatását és értékelését.

A szennyezettség értékelésére a kormányrendelet szerint a tevékenységek engedélyezésére, a kivizsgálásra és a kármentesítésre irányuló eljárás során a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet „A felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről” 1. és 2. mellékletében a földtani közegre és a felszín alatti vízre megadott (B) szennyezettségi határértékeket kell alkalmazni.

Tényfeltáró vizsgálatok

A kármentesítés első szakasza a tényfeltárás, melynek két lépése:

Felderítő vizsgálatok

- Archív adatok összegyűjtése
- Légifotók (színes és infra felvételek)
- Terepbejárás

Részletes (pontoszerű) feltárások

- Talaj és talajvíz mintavételi szondázás
- Fúrások, talajmintavétel (zavartalan (mag) minta)
- Figyelőkutak telepítése
- Póruslevegő vizsgálata
- Biomonitoring (biomarkerek)

A tényfeltárási tervet a területileg illetékes környezetvédelmi hatósággal kell engedélyeztetni.

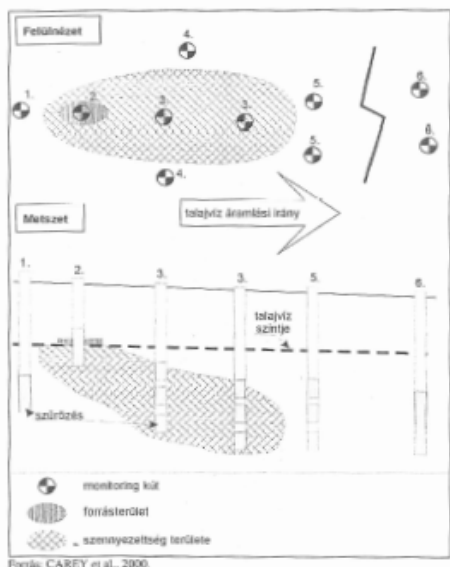
A műszaki beavatkozás alatti és utáni monitoring

A tényfeltárás alapján a hatóság határozatot hozhat a műszaki beavatkozás elrendelésére. A beavatkozási tervnek minden esetben tartalmaznia kell a beavatkozás időtartama alatt és azt követően üzemelő monitoring és utóellenőrző rendszer kiviteli tervét és üzemeltetési utasítását.

Az archív adatok gyűjtése, a tényfeltárás előmunkálatai, a helyszíni bejárás és a légifotózás, a geofizikai munkák és a feltárások eredményei a monitoring tervezéséhez is szükségesek. A monitoring tevékenység során történik a talajvíz megfigyelő kutak kialakítása. A tényfeltáráskor végzett helyszíni vizsgálatok (talaj-, felszín alatti víz-, talajlevegő mintavételek) kiindulási adatnak tekinthetők. Az időbeli változásokat megfigyelő monitoring lényegében ezen vizsgálatok rendszeres vagy időszakos ismétlését jelentik. A speciális vizsgálatok körébe tartozik a környezeti izotópok vizsgálata és a biomonitoring, melyek egyszeri tényfeltáró vizsgálatként, de folyamatos monitoringként is szerepelhetnek.

A monitoring tervezéséhez szükséges a szennyeződés terjedés modellezése, a tényfeltárás során felépített terjedési modellek verifikálásához pedig az időbeli változásokat észlelő monitoring tevékenység szolgáltat adatokat. A monitoring üzemeltetés első fázisa a nyilvántartás. Ehhez az új létesítmények (pl. megfigyelőkutak) hiteles dokumentációja szükséges. A kutak telepítése vízjogi engedély köteles.

A 11.2 ábra példát mutat be arra vonatkozóan, hogy egy szennyezett területen hol javasolt a monitoring kutakat telepíteni.



11.2 ábra: Vízminőségi érzékelő pontok telepítése szennyezett területen

1. Figyelőpont a háttérből érkező víz vizsgálatához („up-gradient”)
2. Szennyező forrás középpontjában
3. Szennyező forrás alatt az áramlási irányban, a csóva tengelyében („down-gradient”)
4. Áramlási irányra merőlegesen a csóva két oldalán
5. A károsodott terület szélén, a csóva peremén
6. A szennyezőforrás és a védendő objektum között

A 11.3 ábra figyelőkút kialakítását mutatja be. Előzetes feltárások eredményei alapján határozható meg a szűrőzési mélység. A béléscsővezeték szakaszt a vizsgálandó porózus réteget fedő vízzáró rétegbe kell levinni. A kút gyakori tisztítás szükséges (nem alakul ki a szűrőváz, ami a termelő kutaknál a homokmentes vízkitermelést biztosítja).

Béléscső feladata:

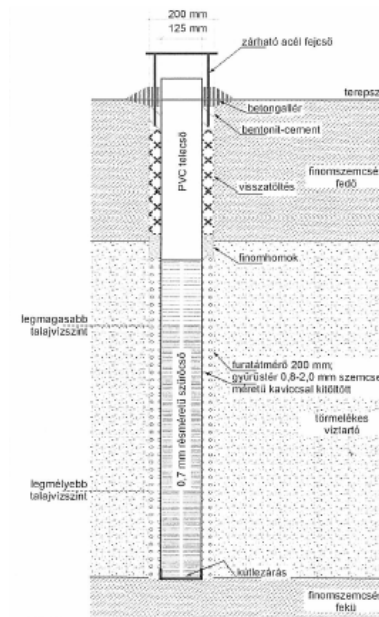
- Beomlás elleni biztosítás
- Más vízzel történő keveredés megakadályozása
- Teherbíró képesség, korrózióval szembeni ellenállás

Szűrő anyaga:

- PVC, KPE (jól megmunkálható, kémiai reakciókkal szemben kevésbé ellenálló)
- Acél (nagy szilárdság, probléma a korrózió) – rozsdamentes acél

Kétfelületű szűrő:

- Szita vagy huzal borítású
- Kavicsolt (osztályozott szűrőhomok) – hidraulikailag kedvezőbb



Felhasznált irodalom:

- 6/2009. (IV. 14.) KvVM–EüM–FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről
- COM(2006) 232: Az Európai Parlament és Tanács irányelve a talajvédelem kereteinek meghatározásáról, valamint a 2004/35/EK irányelv módosításáról
- Marth Péter, dr. Karkalik András (2004): A Talajvédelmi Információs és Monitoring (TIM) rendszer módszertana, működése, informatikai rendszere. <http://www.kep.taki.iif.hu>
- Dr Gondi F, Halmóczki Sz., Liebe P., Szabó I., Szarka A. (2003): Kármentesítési útmutató 6: Tényfeltárás és monitoring. KVVM, Budapest ISBN 963 0344 08 4

12. előadás

Adatbázis kezelés, az információs rendszerek adatrendszerének felépítése, nagyszámú adat kezelésére alkalmas eszközök. Hazai és európai vízminőségi és emissziós monitoring adatbázisok

Környezeti adatbázisok, információs rendszerek jellemzői

A monitoring tevékenység során gondoskodni kell a keletkezett adatok rendszerezett tárolásáról és elérhetőségéről. Ez a feltétele annak, hogy az adatokból információt nyerjünk, annak érdekében, hogy

- elemezni tudjuk a megfigyelt változásokat,
- feltárjuk a különböző jellemzők közti kapcsolatokat, felismerjük összefüggéseket,
- elérhetővé tegyük és tovább tudjuk adni az ismereteket az érdekeltek számára.

A mérési adatokat különböző struktúrájú **adatbázisokban** tároljuk. Az adatbázisok célja adatok megbízható, hosszútávon tartós tárolása, és viszonylag gyors visszakereshetőségének biztosítása. Az adatbázis esetén nem az adatok nagy számán van a hangsúly, hanem a célszerű rendezettségén. A jól struktúrált adatbázis jellemzője, hogy redundancia mentes és az adatok egyértelmű lekérdezését lehetővé teszi.

Az adatbázis működtetésére, rendszerszintű és felhasználói folyamatainak szervezésére adatbázis kezelő szoftvereket használunk. Ezek segítségével tudjuk az adatokhoz hozzáférni, majd azokkal különböző műveleteket végezni. A környezeti adatok esetében a legfontosabb funkciók:

- idősorok megjelenítése,
- térbeli változások érzékeltetése (térképes megjelenítés)
- adatok közti összefüggések vizsgálata,
- adatok átadása más szoftverek, további felhasználó számára.

Az adatbázis kezelő szoftvernek a különböző felhasználói funkciókat nem feltétlen kell egy rendszerben lehetővé tenni. Fontos azonban, hogy a kapcsolat megteremthető legyen térinformatikai, statisztikai szoftverekkel közvetlen adatbázis elérés vagy adat exportálás révén. A környezeti adatok, különösen a költségvetési forrásból működtetett monitoring rendszerek esetében az adatok nyilvánosságát biztosítani kell. Ma már ennek a legmegfelelőbb formája a web-es felületen történő megjelenítés, melyen az adatokhoz, vagy az adatokból nyert információkhoz történő hozzáférés különböző biztonsági szinteken lehetővé tehető (például jelszavas hozzáférés, nyilvános hozzáférés, kliens programon keresztül történő lekérdezés).

Az **adatbázis kezelőknek** biztosítani kell az adatbevitelt. A bevitel során nem csupán a mérési eredményeket, hanem a mérés körülményére vonatkozó információkat is rögzíteni kell, például:

- a mért érték,
- a mérés (mintavétel és a feldolgozás) időpontja,
- a mintavétel helye,
- a mintavétel körülményei,
- a mérési módszer,
- méréshatár,
- mértékegység,

- egyéb, a mintavevőre vagy a laborra vonatkozó információk.

Az adatokat a tárolás során egyértelmű, könnyen kezelhető (például azonos karakterszámú, speciális karaktereket – pl. ékezetes karaktert nem tartalmazó) **azonosító kóddal** célszerű ellátni. Az adatbázis felépítésétől függően változik, hogy egy, vagy több szintű kódrendszer alkalmazunk (például egy azonos helyen vett mintákat a mintavételi hely kódjával azonosíthatjuk, az egyes mérési eredményeket dátum szerint külön azonosítóval jelöljük, és a mintából meghatározott komponensek is kaphatnak külön kódot). A kódrendszer azért fontos, mert ez teszi lehetővé a későbbiekben különböző adatok társítását, biztosítja a lekérdezéseket és csatolásokat más adatrendszerekhez.

Hazai környezeti információs rendszerek

A környezetvédelmi informatikai rendszer

Környezetvédelmi és Vízügyi tárca irányítása alá tartozó szervezeteknél a környezet terhelésével és a környezet állapotával kapcsolatban számos adat áll rendelkezésre. Ezek egy része a területi környezetvédelmi szervek saját méréseiből, másik része a környezethasználók jogszabályi előírások alapján tett adatszolgáltatásaiból származik.

Az adatok jelentős része ma már közvetlenül központi számítógépes adatbázisba kerül, olyan módon, hogy a méréseket végző, valamint az adatszolgáltatásokat feldolgozó Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségek a minisztériumi szerverhez kapcsolódva közvetlenül a központi adatbázisba viszik fel az adatokat. Ez a rendszer az **Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR)**. A rendszer elsődleges feladata, hogy a környezet állapotának és használatának figyelemmel kísérését, igénybevételi és terhelési adatainak gyűjtését, feldolgozását és nyilvántartását támogassa, és az érintett felhasználókat (beleértve a nyilvánosságot is) ellássa a szükséges információkkal.

Az OKIR moduláris felépítésű, amely azt jelenti, hogy a különböző környezetvédelmi szakterületek adatai saját szakterületi nyilvántartásokba kerülnek, amely szakrendszerek egymással összefüggő és egymás között átjárható konglomerátumot alkotnak. Az OKIR valójában ezen környezetvédelmi szakrendszerek összessége.

A rendszer központi magját a környezetvédelmi ügyfelek és objektumok alapadatait nyilvántartó Környezetvédelmi Alapnyilvántartó Rendszer (KAR) alkotja. A KAR Környezetvédelmi Ügyfél Jellel (KÜJ számmal) és Környezetvédelmi Terület Jellel (KTJ számmal) azonosítva tartalmazza a környezetvédelmi igazgatással kapcsolatba kerülő ügyfelek és objektumok (pl. telephelyek, szennyezett területek, stb.) törzsadatait - többek között azok elnevezését, címét, helyrajzi számát és földrajzi koordinátáit.

Az OKIR adatbázishoz egy időben számos adatrögzítő, feldolgozó és lekérdező program csatlakozik, köztük az internetes alkalmazás is, amelynek segítségével közérdekű környezetvédelmi adatok kérdezhetők le:

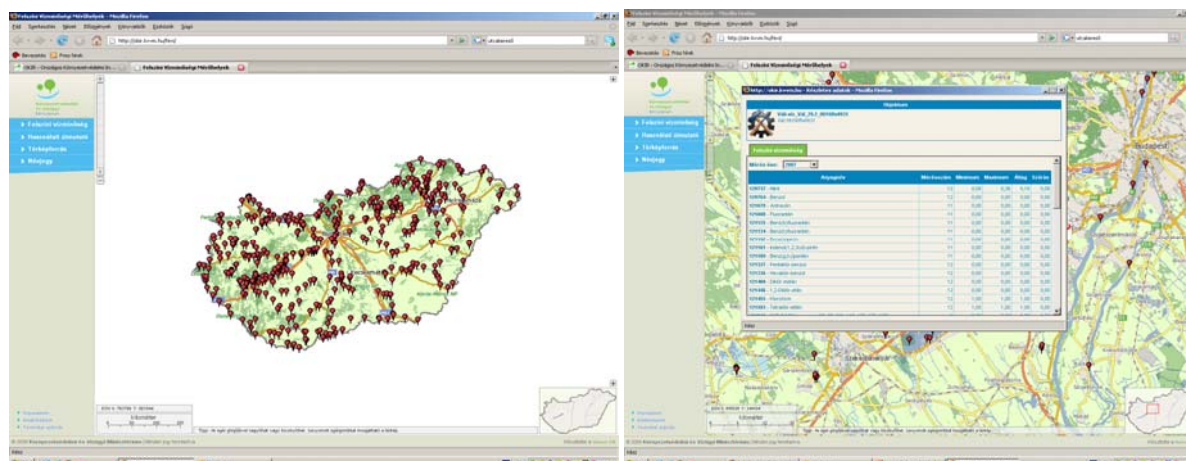
- Térképes lekérdező, a Környezetvédelmi Alapnyilvántartó Rendszerben nyilvántartott objektumok és az azokról rendelkezésre álló környezetvédelmi adatok megjelenítése érdekében
- Hulladékgazdálkodási adatok a Hulladékgazdálkodási Információs Rendszerből (HIR)

- Légszennyező anyag kibocsátások a Levegő-tisztaság Védelmi Információs Rendszerből (LAIR)
- Felszíni vízminőségi mérési eredmények - a felügyelési laboratóriumok vízvizsgálatai mérései alapján a '60-as évekig visszamenőleg (FEVI)
- Jogerős környezetvédelmi hatósági határozatok adatai, amelyek a felügyelőségek által vezetett Hatósági Nyilvántartó Rendszerből (HNYR) származnak
- Veszélyes és nem veszélyes hulladékok kezelésére feljogosító engedélyek adatai, beleértve a hulladékok begyűjtésére és szállítására vonatkozó engedélyeket.

Elérhetőség: <http://okir.kvvm.hu/>

Az OKIR felszíni vízminőségi adatbázisa, a FEVI a korábbi, törzshálózati vízminőségi vizsgálatok adatait tartalmazó VM adatbázis tovább fejlesztésével jött létre. A VM rendszer 2006-ig működött, korábban a környezetvédelmi tárca háttérintézményeként funkcionáló Környezet Gazdálkodási Intézetben, majd ennek megszűnése után a VITUKI—ban. A VM adatbázis mintavételi helyenként, nagyon egyszerű és átlátható struktúrában, dbf adatfájlokban tárolta a mérési eredményeket. Az adatbázis kezelő szoftvere az akkori igényeket kielégítően egyszerű lekérdezést és táblázat kezelő programba történő exportálást tett lehetővé. A környezetvédelmi informatikai rendszer fejlesztésével a vízminőségi funkció is integrálásra került az OKIR-ba. Az átmeneti időszakban (2007-2009), mely az első vízgyűjtő gazdálkodási terv készítésével egybeesett, a mérési eredmények központi tárolására nem, illetve csak részben volt lehetőség. A VKI monitoring beindításával számos új mintavételi hely létesült, melyek kódolása nem volt megoldva, így az adatok nem kerültek fel a központi szerverre. A FEVI-től függetlenül a mérési eredményeket a környezetvédelmi felügyelőségek egy kifejezetten a laboratóriumi eredmények fogadására és lekérdezésére kifejlesztett adatbázis rendszerben tárolják, melyet a Forrás-LIMS adatbázis kezelő szoftver működtet (<http://www.mc2.hu/index.html>). A szoftver lehetővé teszi a laborok közti adatcserét és az adatok központi tárolását, így tulajdonképpen egy párhuzamos FEVI-ként működik. A szoftver előnye, hogy nagyon sok, a mérést végző labor számára fontos információ tárolását lehetővé teszi.

Jelenleg a mérési eredmények validálás után bekerülnek az OKIR/FEVI adatbázisba, ahonnan interneten keresztül is elérhetővé válnak. A <http://okir.kvvm.hu/fevi> weboldalról kiindulva, a felszíni vízminőségi lekérdezőbe lehet belépni, ahol térkép jeleníti meg a különböző vízminőségi észlelőhelyeket. Itt az "információkérés" térképi eszközt használva a felhasználó egy kiválasztott mérőpont adatait lekérdezheti, a mérőpontra kattintva diagramokat, mért értékeket és statisztikai értékeket kaphat.



A VKI szerinti ökológiai monitoring rutin jelleggel indította el a biológiai vizsgálatokat. Az OKIR rendszer jelenleg még nem alkalmas a VKI protokoll szerit végzett, fajlistás mérési adatok fogadására. A biológiai adatok központi tárolására jelenleg csak próbálkozások vannak, ilyen volt például a 2006-os ECOSURV felméréshez készült MS Access alapú adatbázis rendszer.

A vízügyi informatikai rendszer

A vízügyi igazgatóságokon a 80-as években épültek ki az első PC-s helyi hálózatok, melyek még rendkívül változatos informatikai infrastruktúrával rendelkeztek. Az elmúlt évtizedekben folyamatosan épült ki a vízügyi ágazat egységes informatikai rendszere. A jelenleg is működő rendszer egyes elemei (VIR: Vízkárelhárítási, védekezési Információs Rendszer) már a kilencvenes évek első felében működött, de a folyamat 1999-ben gyorsult fel, amikor is az akkori Országos Vízügyi Főigazgatóságnál a további fejlesztések szervezeti feltételei (informatikai főosztály) megteremtődtek.

1999-2000-re kiépült az egységes adatátviteli hálózat, és nem sokkal ezután megjelentek az egységes adatbázis környezet további elemei - SQL adatbázis szerverek, térinformatikai adatbázisok. Az egységes vízügyi informatikai infrastruktúra a hálózat kiépülését követően, 2001-2002-ben került teljes körűen országos bevezetésre. Mindeközben az adatátviteli hálózat kiépítettsége a 12 vízügyi igazgatóságon túl a szakaszmérnökségek és a területi védelmi központok felé folytatódott. 2003 végére a belső vízügyi hálózat és infrastruktúra valamint a külvilág közé kapocsként kiépült a Központi Vízügyi Szerverfarm, mely az egyes szervezetek illetve a vízügyi rendszer alkalmazásainak web helyeit tartalmazza, a szükséges adatbázis és térinformatikai kiszolgálói háttérrel.

2004 közepén pedig az OKTVF létrehozta a Vízügyi Adattár fenntartását, üzemeltetését és fejlesztését koordináló munkabizottságot, mely a rendszer egységes relációs, térinformatikai és dokumentum alapú adatbázis rendszerét kezelte. A Vízügyi Adattárral kapcsolatos feladatok folyamatos végrehajtására az OKTVF, majd a Vízügyi Központ és Közgyűjtemények utódszervezetének tekinthető Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság (VKKI) keretén belül 2007. április 1-től létrejött az Adattár és Infrastruktúra Önálló Osztály. A Vízügyi Adattár üzemeltetése, fenntartása érvényes Eljárási Rend keretein belül folyik.

Az informatikai rendszer egy háromlábú feltételrendszeren nyugszik:

- Egységes adatátviteli hálózat
- Egységes informatikai infrastruktúra
- Egységes adatbázis környezet

Az egységes adatbázis környezet három elemre épül:

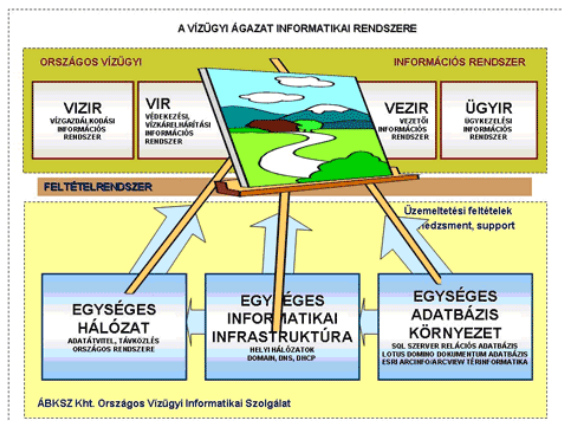
- Relációs adatbázis környezet MS SQL adatbázis szerver alapon
- Dokumentum típusú adatbázis környezet Lotus Domino alapon
- Térinformatikai adatbázis és alkalmazás környezet ESRI (ArcGIS) alapon

Az országos Vízügyi Informatikai Szolgálat feladatai:

- Vízügyi informatikai rendszerek működtetése
- Objektum és törzsadat kezelő rendszer
- Magyar hidrológiai adatbázis (MAHAB)

- Leíró (szöveges) és térinformatikai adattár
- Távmérő rendszerek
- Operatív hidrológiai modul működtetése

Elérhetőség: <http://www.ovisz.hu/>



- Egységes adatátviteli hálózat,
- Egységes adatbázis környezet (SQL rendszer, elemei: SQL adatbázis szerverek, térinformatikai adatbázisok).
- Adatátviteli hálózat (12 vízügyi igazgatóság, szakaszmérnökségek és a területi védelmi központok)
- Központi Vízügyi Szerverfarm (web hely, a szükséges adatbázis és térinformatikai kiszolgálói háttérrel)
- Vízügyi Adattár (egységes relációs és térinformatikai adatbázis környezet)

Felszín alatti vízminőségi és kármentesítési adatbázis (FAVI, KÁRINFO)

A felszín alatti vizek védelméről szóló 219/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet írja elő *A felszín alatti víz és a földtani közeg környezetvédelmi nyilvántartási rendszerének (FAVI) működtetését*, amely a felszín alatti vizek minőségére, az azt érintő tevékenységekre, és azok hatásaira vonatkozó adatok nyilvántartására és kezelésére szolgáló információs rendszer. Három alrendszerből áll: a felszín alatti vizek és a földtani közeg minőségét érintő tevékenységek (FAVI-ENG), a szennyezett területek és kármentesítések (FAVI-KÁRINFO), valamint a vízminőségi monitoring adatainak fogadására, tárolására és kezelésére szolgáló (FAVI-MIR) részekből.

Az engedélyköteles tevékenységeket magába foglaló (régii FAVI) rendszer 2000-ben került kialakításra, a felszín alatti vizek minőségét érintő egyes tevékenységekkel kapcsolatos feladatokról szóló 33/2000. (VII. 7.) Kormányrendelet alapján, amely definiálta a fogalmat és adatszolgáltatási kötelezettséget írt elő, melynek célja a felszín alatti vizeket veszélyeztető és szennyező források és tevékenységek számbavétele és a felszín alatti vizekre gyakorolt hatások figyelemmel kísérése.

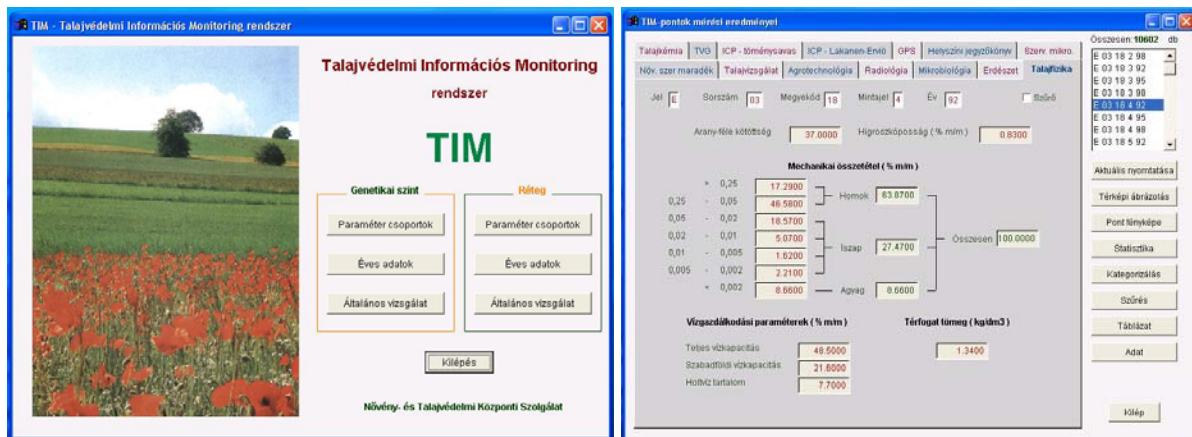
Az Országos Környezeti Kármentesítési Program (OKKP) a földtani közegben és a felszín alatti vizekben hátramaradt, akkumulálódott szennyeződések felderítését, a szennyeződések mértékének feltárását, illetve újabb szennyeződések kialakulásának megakadályozását, a múltból visszamaradt környezeti károk mérséklését vagy felszámolását célzó, az ország egész

területére kiterjedő, felelősségi körtől függetlenül minden kármentesítési feladatot magába foglaló környezetvédelmi program, mely a Kormány 2205/1996.(VII. 24.) határozatával indult. A programhoz szorosan kapcsolódva – a számbavétel során begyűjtött adatok strukturált tárolása céljából – indult meg 1996-ban a KÁRINFO rendszer fejlesztése. Az első rendszer un. ASZF adatlapokon gyűjtött információkat tartalmazott. 2003-ban az újabb igények teljes kielégítése indukálta az adatlap felülvizsgálatát és a rendszer módosítását, ennek eredményeként kerültek kialakításra a régi B adatlapok, melyek már követték a potenciálisan szennyezett, vagy szennyezett területekhez kapcsolódó kármentesítési eljárás fázisait.

Talajvédelmi Információs Rendszer (TIM)

A TIM adatait a Növény- és Talajvédelmi Központi Szolgálat regionális Talajvédelmi laboratóriumaiban keletkezett adatok alkotják. A minták vizsgálata után a mérési eredmények a Központi Szolgálatnál működtetett TIM adatkezelő rendszerbe érkeznek, ahol a különböző adatszoportoknak megfelelően rögzítésre kerülnek. Ezután van lehetőség a mért paraméterek átvizsgálására, ellenőrzésére. Ha az adatok helyesnek bizonyulnak, akkor a regionális Talajvédelmi Laboratóriumok a saját területüknek megfelelő adatokat visszakapják és az adatkezelő rendszer segítségével elemezhetik a mérési eredményeket.

Az adatkezelő rendszer nyitóoldala és a paramétercsoportok megnyitására szolgáló oldal képét a következő ábra tartalmazza.



Agrotopográfiai Adatbázis (AGROTOPO)

Az Agrotopográfiai térképsorozat megszerkesztését a Magyarország Agroökológiai Potenciáljának Felmérése c. Akadémiai program indukálta, amely program a magyar mezőgazdaság lehetőségeinek és korlátainak feltárásával az ország agroökológiai potenciálját mérte fel.

- Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani térképsorozat, amely a termőtalajokról szóló regionális léptékű ismeretszerzés alapjaként szolgál.
- 1:100000-es méretarányú agrotopográfiai térképsorozat
- Készítő: MTA TAKI

- Alapját az Átnézetes Talajismereti Térképek (Kreybig-féle 1:25 000 talajtérképek) képezték
- Elérhetőség: <http://www.taki.iif.hu/gis/agrotopo.html>

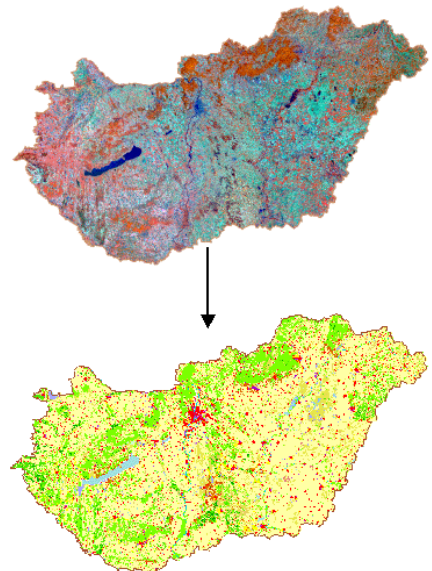
Homogén agroökológiai egységekhez különböző, a termőhelyi talajadottságokat meghatározó főbb talajtani paraméterek tartoznak, az alábbi témákba csoportosítva:

- genetikai talajtípus
- talajképző kőzet
- fizikai talajféleség
- agyagásvány összetétel
- talaj vízgazdálkodási tulajdonságai
- kémhatás és mészállapot
- szervesanyag készlet
- termőrétteg vastagság
- talajértékszám

Felszínborítottság CORINE Land Cover (M=1: 50000) adatbázis

A térképezéshez az 1990 és 1992 között készült Landsat Thematic Mapper űrfelvételeket használták. Az űrfotótérképek értékelése vizuális fotóinterpretációval történt. Az interpretációt az interpretációs fólia szkennelésével és az azt követő vektorizálással digitalizálták. Az ellenőrzés számítógépes segédlettel készült úgy, hogy a digitalizált fotóinterpretációt rávetítették az interpretáció során használt űrfelvételekre. A tematikus pontosság növelése érdekében más időpontban készült űrfelvételeket is használtak. Az ilyen módon észlelt tematikus és geometriai hibák korrigálása képernyőn történő digitalizálással valósult meg.

- Landsat TM felvételek, SPOT 4 és IRS felvételek feldolgozásával
- A legkisebb térképezett objektum területe 4 hektár, a legkisebb térképezett vonalas elem szélessége 50 méter.
- Kategóriák öt főcsoportban:
 - mesterséges felszínek,
 - mezőgazdasági területek,
 - erdők és természetközeli területek,
 - vizenyős területek
 - és felszíni vizek.
- Készítő: FÖMI
- Elérhetőség: <http://www.fomi.hu/corine/>



Természetvédelmi Információs Rendszer (TIR)

A TIR kialakításának céljai:

- Komplex információk biztosítása a természetvédelmi stratégiai tervezéshez
- Alapadatok és/vagy komplex információk biztosítása a hatósági tevékenységhez (KÖTEVIFE)

- Információk biztosítása Magyarország mindenkori természeti állapotára vonatkozóan hazai és nemzetközi jelentésekhez, a nyilvánosság igényeinek kiszolgálásához
- A természetvédelmi kezelések, beavatkozások és egyéb külső hatások következményei értékelésének támogatása

A TIR feladatai:

- Földrajzi helyhez kötődő adatok gyűjtése, és tárolása (a védett objektumok).
- Egységes adatkezelés (nyilvántartások vezetése).
- Elemzés (leíró-, helyzeti adat, és adatkapcsolat elemzés a hatósági- és szakhatósági feladatok, kezelési terv készítés, monitorozási- és kutatási programok értékelésében).
- Megjelenítés (eredmények, monitorozási tevékenység, ór- és közönségszolgálat).

A TIR felépítése

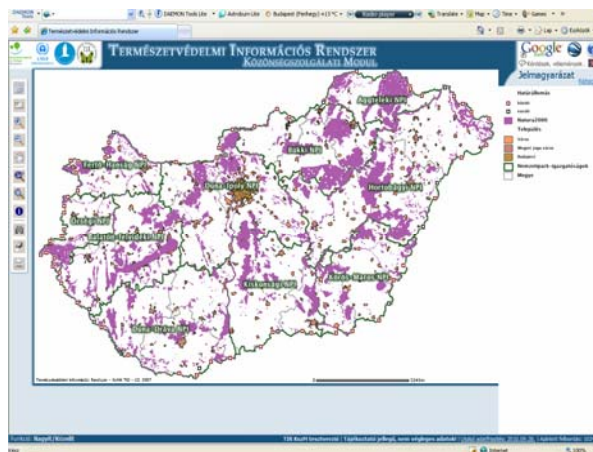
A rendszer alapját egy robusztus adatbázis, a Természetvédelmi Alapobjektum nyilvántartó Rendszer(TAR) képezi. Az itt tárolt alapadatokat (országos közös törzsadattárak és kódtáblák) a természetvédelmi (működéssel, vagyonkezeléssel és bemutatással kapcsolatos) adatbázisok 7 tematikus modulba szervezve használják.

A TIR működését különböző forrásokból származó háttér adatok (topográfiai térképek, légifelvétel, űrfelvétel, talaj térképek stb.), az ingatlan-nyilvántartási és az erdészeti adatok biztosítják. Ezekre az adatokra épülnek rá a természetvédelem saját forrásból származó adatai (élő és élettelen természeti értékek).

TIR interaktív természetvédelmi térkép

A Természetvédelmi Információs Rendszer a nemzeti parkok, zöldhatóságok munkáját segíti egy országos kiterjedésű adatbázis és speciálisan a szakma követelményeinek megfelelően kifejlesztett térinformatikai (GIS) alkalmazás segítségével. A természetvédelmi szakma informatikai igényeinek magas színvonalú kiszolgálása mellett a rendszer fontos funkciója a lakosság tájékoztatása a védett természeti területekről, természetvédelmi tudnivalókról.

Elérhetőség: <http://geo.kvvm.hu/tir/>, <http://geo.kvvm.hu/tir/>



Az európai víz információs rendszer (WISE)

Környezeti rendszerekről történő adatgyűjtést nem csak nemzeti, hanem nemzetközi szinten is egységesítik. Erre példa az Európai Unió vízügyi információs rendszere (The Water Information System for Europe, WISE), melyet négy szervezet együttműködésével hozott létre (DG Environment, Joint Research Centre and Eurostat) és a The European Environment Agency).

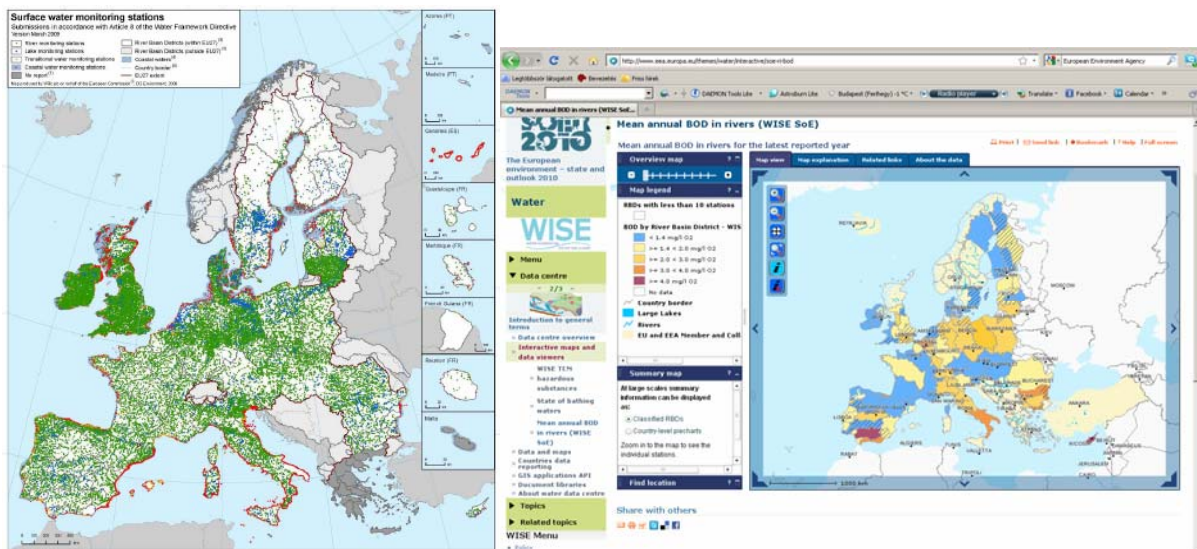
A WISE felhasználói:

- A nemzetközi (EU), nemzeti, regionális és lokális feladatok ellátását végző, a vízi környezetvédelemért felelős intézmények,
- A vizes szakterületen dolgozó szakemberek (az állami és a privát szektorban egyaránt),
- Vízrel foglalkozó kutatók,
- A víz iránt érdeklődő, közvetlen vagy közvetett módon érintett szervezetek, érdekképviseltek.

A WISE web-es portálját 2007. március 22. óta (Víz Világnapja) működtetik. A felületen számos dokumentum és funkció elérhető:

- Az Európai Unió vízügyi szabályozását jelentő direktívák (Víz Keretirányelv, Fürdővíz irányelv, Nitrát irányelv, Városi szennyvíz irányelv) kapcsolódó dokumentumok, a megvalósítást bemutató jelentések, útmutatások);
- Adatok és térkép fedvények (a jelentésekhez benyújtott adatok, tematikus térképek, interaktív térképes megjelenítővel, statisztikák, indikátorok, stb.);
- Modellek, előrejelzések;
- Kapcsolódó kutatási projektek és kutatási tevékenység.

A különböző direktívák teljesítéséhez szükséges adatszolgáltatást és az elkészítendő jelentéseket a WISE rendszerén keresztül kell feltölteni és a teljesítést az Európai Bizottság ezen keresztül ellenőrzi.



A jelentős szennyezőanyag kibocsátók nyilvántartását és a kibocsátási adatokat szabályozó IPPC irányelv által előírt adatszolgáltatáshoz tartozó informatikai rendszer az EPER-PRTR.

<http://eper-prtr.kvvm.hu/index.htm>

13. előadás/gyakorlat

Évközi feladat: Adatfeldolgozás, idősor elemzés

Feladat:

1. Vizsgálendő vízfolyás kiválasztása
2. Vízhozam és vízminőségi adatsorok letöltése
3. Minősítés kémiai paraméterek alapján, osztályba sorolás megbízhatósága – jelenlegi állapot
4. Idősor elemzés (trendvizsgálat, szöveges értékelés)
5. Terhelés (anyagáram) számítása a vízminőségi és vízhozam adatokból, becslés hibája
6. Terhelés becslés pontosítása

Mintaterület kiválasztása:

- Elegedően hosszú, folytonos idősor (> 10 év)
- Vízhozam és vízminőségi adat egy helyen legalább egy évre

Adatok:

Vízhozam:

- Adatsor letölthető (napi vagy sűrűbb mérés) <http://www.vizadat.hu/>

Vízminőség:

- Kötelező: Oxigén háztartás és szerves anyagok, növényi tápanyagok, szerves kémiai és fizikai jellemzők
- Opcionális: mikroszennyezők és bakteriológia
- FEVI (<http://www.vizadat.hu/>) Forrás_Lims (BME VKKT)

Szöveges értékelés a főbb komponensek időbeli változását bemutató, rámutató az egyes jellemzők közti összefüggésekre:

- Grafikus elemzés
- Trend vizsgálat (kimutatható-e trend jellegű változás, van-e törés az adatsorban, ennek lehetséges magyarázata)
- Korreláció számítás (vízhozam és a vízminőségi változók illetve az egyes jellemzők között)

Osztályozás:

- Éves átlag komponensenként
- Középérték hibája a mintaszámtól függően
- Minősítés
 - VKI határértékek szerint az éves átlag koncentráció alapján (komponensenként külön, majd integrált osztály meghatározása, típus-specifikus határértékek)
 - MSZ 12749 szerint (opcionális), 90%-os tartósságú koncentráció!
 - Osztályba sorolás megbízhatóságának meghatározása

Anyagáram (terhelés) idősor számítása

- Vízminőségi mérések időpontjához tartozó vízhozam adatok hozzárendelése
- Anyagáramok számítása kiválasztott komponensekre (javasolt: BOI vagy KOI, szerves és összes tápanyagok, 8 főion egyike, egy mikroszennyező)
- Éves anyagáramok számítása egyszerű átlagolással ($L_i = q_i \times C_i$, $L = \sum L_i$), a becslés hibája (95%-os konfidencia szinten)
- Aránybecslés ($L = \sum L_{i,n} \times \sum Q_{i,N} / \sum q_{i,n}$)
- Hiányzó terhelés (anyagáram) vagy koncentráció adatok pótlása a napi vízhozam idősorhoz
 - Regressziós összefüggés alapján (terhelés-vízhozam között)
 - Vízhozam tartományhoz rendelt klaszterekre számított átlag koncentrációk alapján
 - Korrigált éves terhelések
- Terhelés becslés eredményeinek összehasonlítása

**Fizikai és kémiai minősítés: típus-specifikus határértékek vízfolyásokra
(kiváló-jó / jó – mérsékelt osztályhatárok, éves átlagértékre)**

Komponens	Hegyvidéki és dombvidéki kiszívfolyások felső szakaszai (1,2, 4, 8 típusok)	Hegyvidéki és dombvidéki kiszívfolyások (3, 5, 9 típusok)	Dombvidéki közepes vízfolyások és nagy folyók (6,7,10 típusok)	Síkvidéki kiszívfolyások (11,12,15,18 típusok)	Síkvidéki közepes és nagy folyók (13,14,19,20 típusok)	Síkvidéki, pangó vízü vízfolyások (16, 17 típusok)	Síkvidéki, szerves mederanyagú vízfolyások (21, 22 típusok)	Duna hazai szakasza (23, 24, 25 típusok)
pH	6.5-7.5 7-8.5 6-6.5, 7.5-8 (szil) 6.5-7, 8.5-9 (mesz)	7-8.5 6.5-7, 8.5-9	7-8.5 6.5-7, 8.5-9	7-8.5 6.5-7, 8.5-9	7-8.5 6.5-7, 8.5-9	7-8.5 6.5-7, 8.5-9	7-8.5 6.5-7, 8.5-9	6.5-8.5
Vezető- képesség (μ S/cm)	300 (szilikátos) 600 (meszes) 500 (szilikátos) 900 (meszes)	<600 600-900	<500 500-700	<700 700-1000	<600 600-900	<800 800-1200	<700 700-1000	<500 500-700
Klorid (mg/l)	<35 35-50	<35 35-50	<35 35-50	<40 40-60	<40 40-60	<40 40-60	<40 40-60	<25 25-40
Oxigén telítettség (%)	90 - 100 85-90	90 - 100 80-90, 100 - 110	80 - 110 70-80, 110-120	70 - 120 60-70,120-130	80 - 110 70-80, 110- 120	60 - 120 50-60, 120-130	70 - 120 60-70,120-130	80 - 110 70-80, 110-120
Oldott oxigén (mg/l)	>9 8-9	>8 7-8	>8 7-8	>7 6-7	>8 7-8	>6 5-6	>7 6-7	>8 7-8
BOI ₅ (mg/l)	<2 2-3	<2.5 2.5-3.5	<3 3-4	<3 3-4	<3 3-4	<3 3-4	<3 3-4	<2 2-3
KOI _{cr} (mg/l)	<10 10-15	<10 10-20	<15 15-25	<20 20-30	<15 15-25	<30 30-40	<30 30-40	<10 10-15
NH ₄ -N (mg/l)	<0.05 0.05-0.1	<0.1 0.2	<0.15 0.3	<0.2 0.4	<0.2 0.4	<0.1 0.4	<0.2 0.4	<0.1 0.2
NO ₂ -N (mg/l)	<0.02 0.02-0.02-0.04	<0.03 0.03-0.06	<0.03 0.03-0.06	<0.03 0.03-0.06	<0.03 0.03-0.06	<0.02 0.03-0.06	<0.03 0.03-0.06	<0.01 0.01-0.03
NO ₃ -N (mg/l)	<0.5 0.5-3*	<1.0 1-3*	<1.5 1.5-3	<1 1-2	<1 1-2	<0.5 0.5-1	<1 1-2	<1 1-2
Összes N (mg/l)	<1 1-4*	<1.5 1.5-4*	<2.5 2.5-4	<1.5 1.5-3	<1.5 1.5-3	<1.5 1.5-3	<1.5 1.5-3	<1.5 1.5-3

Komponens	Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások felső szakaszai (1,2, 4, 8 típusok)	Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások (3, 5, 9 típusok)	Dombvidéki közepes vízfolyások és nagy folyók (6,7,10 típusok)	Síkvidéki kisvíz-folyások (11,12,15,18 típusok)	Síkvidéki közepes és nagy folyók (13,14,19,20 típusok)	Síkvidéki, pangó vízü vízfolyások (16, 17 típusok)	Síkvidéki, szerves mederanyagú vízfolyások (21, 22 típusok)	Duna hazai szakasza (23, 24, 25 típusok)
PO4-P (mg/m ³)	<30** 30-80*	<50** 50-100*	<50** 50-100	<100 100-200	<80 80-120	<50 50-100	<100 100-150	<50 50-80
Összes P (mg/m ³)	<80** 80-150*	<100** 100-200*	<100** 100-200	<200 200-400	<150 150-250	<100 100-200	<200 200-300	<100 100-150

* Az érték túllépése csak abban az esetben igényel intézkedést, ha az a vízfolyás alsóbb szakaszára előírt terhelési célállapot biztosításához szükséges

** Ha a befogadó állóvíz, illetve tározás esetén (ha a tartózkodási idő a 10 napot meghaladja) a kiváló állapotot kell elérni

Mérsékelt/gyenge és gyenge/rossz osztályhatárok vízfolyásokra, éves átlagértékre

pH	Vezetőképesség (μS/cm)	Klorid (mg/l)	Oxigén telítettség (%)	Oldott oxigén (mg/l)	BOI5 (mg/l)	KOIcr (mg/l)	NH4-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	Összes N (mg/l)	PO4-P (mg/m ³)	Összes P (mg/m ³)
6	3000	300	<50	4	15	50	1	0,3	5	10	500	1000
5,5	5000	500	<20	3	25	75	5	1	25	50	1000	2000

Javaslat a minősítésre:

1. Elemenként osztályozás öt fokozatú skálán (5 – kiváló, 4 – jó, 3 – mérsékelt, 2 – gyenge, 1 - rossz),
2. Komponens csoportonként (savasodási állapot, sótartalom, oxigén háztartás, tápanyagok) osztály átlagok képzése,
3. A fiziko-kémiai állapotra jellemző osztály megállapítása a csoportonként meghatározott osztály átlagok minimumából, a kerekítés szabályai szerint (Kiváló állapot: Osztály_min >=4.5, jó állapot: Osztály_min >= 3.5, Nem érte el a jó állapotot: Osztály_min <3.5)

Komponens csoportok képzése:

Savasodási állapot: pH

Sótartalom: vezetőképesség, klorid

Oxigén háztartás (szerves): Oldott O₂, Oxigén telítettség, BOI₅, KOIcr, NH₄-N, (NO₂-N)

Növényi tápanyagok: NO₃-N, ÖN, PO₄-P, ÖP

14. előadás/gyakorlat

Monitoring rendszer tervezése (mennyiség, minőség) egy vízgyűjtő példáján keresztül bemutatva

Feladat: Tervezze meg az Által-ér és vízgyűjtője felszíni víz monitoring rendszerét (vízmennyiség, kémia, biológia, emissziós monitoring)! Úgy tervezze a monitoringot, mintha még nem lenne információ a területről! Jelölje különböző módon, az alábbi térképeken, a mintavételi pontok helyét a vízmérleg elemeire, a hagyományos vízkémiai komponensekre, a biológiai jellemzőkre, és az emissziós monitoringra! Indokolja meg, hogy mit, hol, hányszor és hogyan mérne egy évben! Használja a feladathoz mellékelt információt!

Az Általér és vízgyűjtője

A tatai medence fő vízfolyása az Általér. Az Általér vízgyűjtője 53 km hosszú és 521 km² területű, rajta több mellékvízfolyás és mesterséges tó található. A terület népsűrűsége az országos átlag feletti. Ipari területek és intenzív mezőgazdasági termelés alá vont területek egyaránt jellemzik a vízgyűjtőt. Jelentős települései: Tatabánya, Oroszlány és Tata.

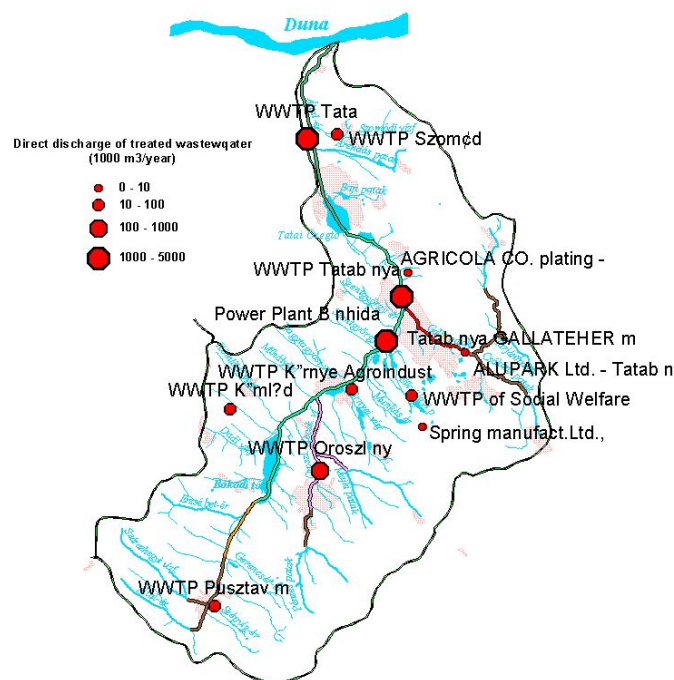
Az Általér vízgyűjtője tipikus példája az ipari, mezőgazdasági és lakossági infrastrukturális okokból degradált vízgyűjtőknek. A térség az elmúlt évtizedek során számottevő átalakuláson ment keresztül: az ipar, a bányászat, az energiatermelés és a mezőgazdaság jelentősen fejlődött, a városiasodás volt jellemző a lakossági életformára. A termelési szerkezet nagymértékű átalakítása nem járt együtt adekvát környezetvédelmi beruházásokkal, aminek következtében mára jelentős környezeti károk halmozódtak fel a térségben (Általér és a tavak vízminőség romlása, bányameddők rekultivátlansága, levegőtisztasági gondok, talajszennyeződés, stb.). A környezet állapotának romlása a területen élők egészségét is veszélyezteti, és a táj esztétikai értékét is rontja. Az emberi tevékenységek hatására (ipari termelés, bányászat, mezőgazdaság, kommunális jellegű szennyezések) a vízkészletek állapotának mennyiségi és minőségi jellemzőiben egyaránt kedvezőtlen változások történtek.

A vízfolyás hozamát a karsztforrások, illetve a csapadékból származó lefolyást közvetítő kisvízfolyások adják. A Dunántúli-középhegység területén folytatott bányászat hatására a források kiapadtak, a bányavíz emelés viszont pótolta a hiányzó forráshozamot. A bányászat visszaszorulásával ez a vízhozam csökkent és a források sokáig nem tértek vissza, ami vízmennyiségi gondokat okozott. Mára az összes forrás újra vizet ad, ami azt jelzi, hogy a karsztvíz tárolók feltöltődtek.

Az Általérra az jellemző, hogy a felső folyáson a vízhasználatok nagy részét (pl. ivóvíz, ipari víz) felszín alatti forrásból elégítik ki, a szennyvizet pedig tisztítva vagy tisztítatlanul az Általér fogadja be. Az Általér legfontosabb befogadója pedig az algásodásra érzékeny tatai Öreg-tó. A tóba befolyó szelvénynél lényegesen szigorúbb vízminőségi kritériumoknak kellene eleget tenni emiatt, mint ami megengedett a felső folyáson. A szennyezők és a tiszta vizet igénylő vízhasználók tehát térben elkülönülnek. A tápanyagterhelés növekedése, a vízutánpótlás csökkenése és az egyéb, másodlagos okok következtében az Öreg-tóban már a hetvenes évek végére, a nyolcvanas évek elejére az aerob szennyvíztavakra jellemző viszonyok alakultak ki. 1990-ben például 1 mg/l felett összes foszfor (ÖP) koncentrációt mértek a leeresztő zsilipnél: ez a Balaton térségében az elfolyó szennyvizekre előírt határérték (1.8 mg/l) közelében van és többszöröse a Skandináv országok szennyvíz ÖP határértékének (1.3-0.5 mg/l). A tó ÉK-i része természetvédelmi terület, a Ramsari Egyezmény területe.

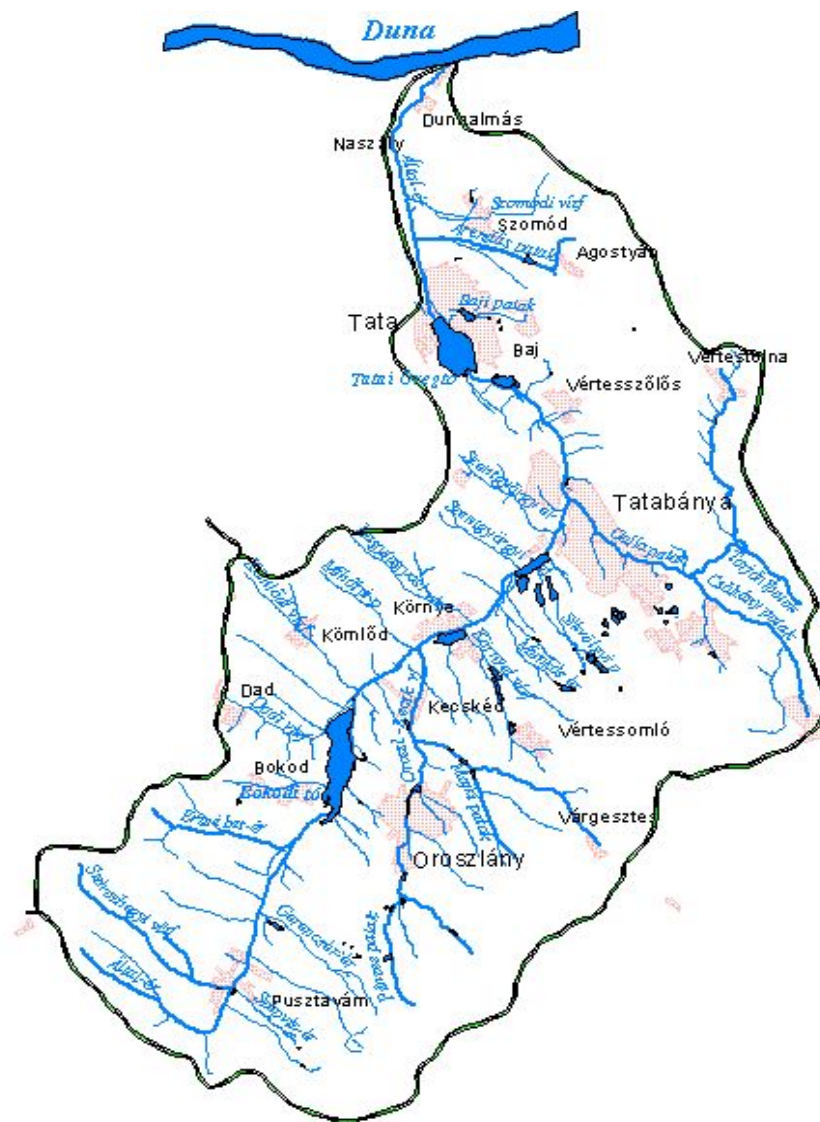
A vezetékes vízellátás a lakosság több mint 90 %-át lefedi, a csatornázottság viszont alacsonyabb fokú, de még így is nagyobb, mint az országos átlag (Oroszlány 92 %, Tatabánya 85 %, Tata 61 %). A községekben többségében nincs csatornahálózat. A vízgyűjtőn öt szennyvíztisztító működik. A tisztítási hatások a tatabányai és az oroszlányi szennyvíztelepen kielégítő, de még így is nagyobb terhelés származik ebből a forrásból, mint amit a fő befogadó, a tatai Öreg-tó megengedne. A szennyvizet a vízfolyásokba vezetik, aminek összes mennyisége 0,25 m³/s (Oroszlány: 0,04 m³/s, Tatabánya: 0,16 m³/s, Tata: 0,05 m³/s). A környei és a pusztavámi SZVT kapacitása kicsi, a pusztavámi szennyvizet kivezetik a vízgyűjtőről. Minthogy ez a mennyiség eléri az Általér kisvízhozamának értékét, kisvízes időszakban komoly vízminőségi problémákat okoz.

A vízminőségi problémák korlátozhatják a hasznosítást. A területen intenzív mezőgazdasági termelés folyik. A kemikáliák a felszíni lefolyással bemosódnak a vízfolyásokba, onnan a tározókba (tavakba) jutnak, amelyek üledékében felhalmozódnak. Jelentős a nagyüzemi állattartásból eredő pontszerű terhelés is. A vízgyűjtőn több tározót haltenyésztésre hasznosítanak (egyebek között az Öreg-tavat is). Ez egyfelől bizonyos kritériumokat jelent a vízminőség szempontjából, másrészt a halak takarmányozása miatt többlet tápanyagterhelést is jelent.

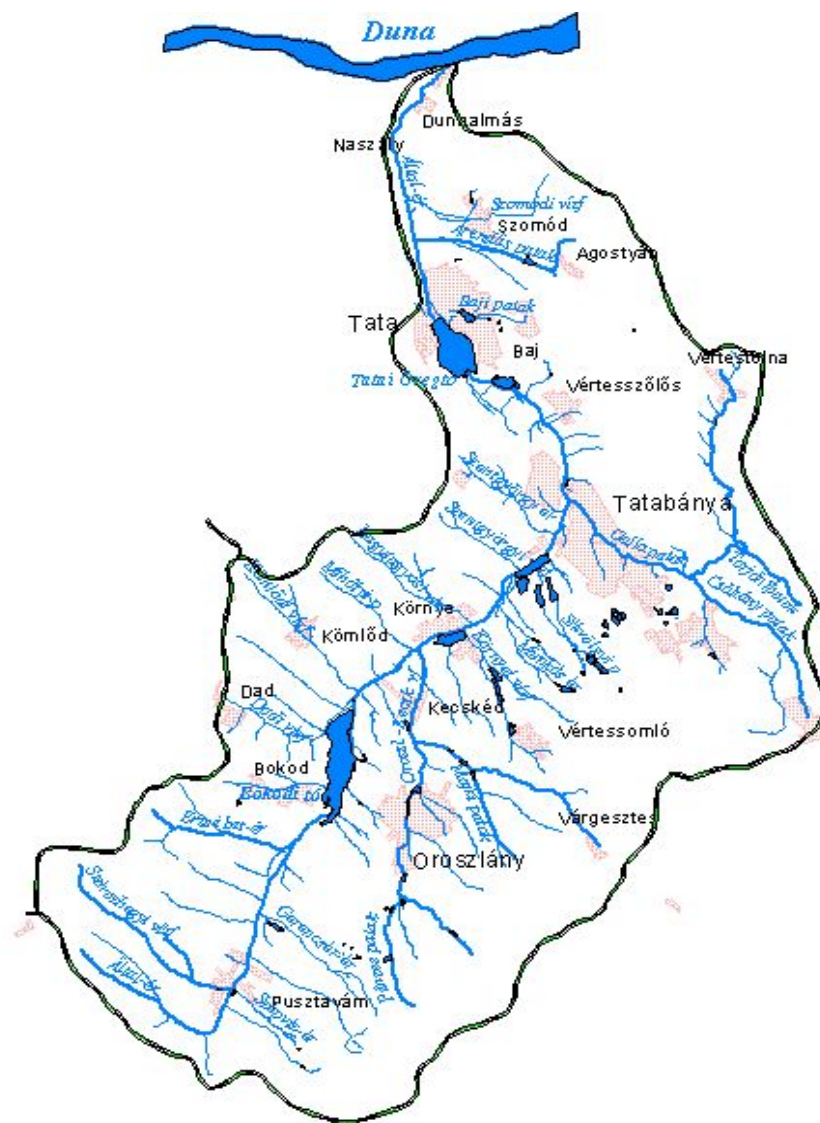


Szennyvízterhelések az Általéren

Az Általér és vízgyűjtője: Fiziko-kémiai és kémiai monitoring (E térképen jelöljön, indoklást a hátoldalra írjon!)



Az Általér és vízgyűjtője: Biológiai monitoring (E térképen jelöljön, indoklást a hátoldalra írjon!)



Az Általér és vízgyűjtője: emissziós monitoring (E térképen jelöljön, indoklást a hátoldalra írjon!)

