

4. fejezet

Vízminőség és vízminősítés

„Az elképzelés, hogy a „minőség” a víz egyik dimenziója, ami precíz, számokkal kifejezhető méréseket igényel, viszonylag nem régi”, mintegy félévszázados – írja McGauhey az 1968-ban megjelent, talán első mérnöki vízminőséggel foglalkozó, „Engineering management of water quality” című könyv szerzője (McGraw-Hill Company, New York; és valóban például a BOI_5 meghatározását 1908-ban jegyzik). Az általános vélekedés akkoriban az volt, hogy az emberek a vízhasználatok minőségi igényét szakértők bevonása nélkül, könnyen meg tudják ítélni: minden halandó tudja, hogy egy víz alkalmas-e ivásra, mondták, definícióra és számokra nincsen szükség. Mára a helyzet gyökeresen megváltozott, napjainkban, a mikro- és nanoszennyezők korában, számok nélkül, a mérnök, de a biológus sem tud előrehaladni, a felmerült problémákat kezelni. A jelen fejezet foglalkozik definíciókkal, a természetes vizek fizikai, kémiai, biológiai és egyéb paramétereivel, monitoringgal és sok mással. Röviden tehát, a fejezet tárgya a vízminőség és annak meghatározása. Célja a természetben megjelenő víz, azaz ahogy az 1. fejezetben olvashattuk, a „különös kémiai összetételű oldat” jellemzése. Ehhez fizikai, kémiai, biológiai paramétereket használunk és foglalkozunk a szerves és szervetlen mikroszennyezőkkel, az ökoszisztémákkal és a kapcsolódó anyagforgalommal. A vízminőség fogalmának értelmezésétől indulva áttekintjük a vízminősítés módjait és történeti fejlődését, bemutatjuk a vizek állapotának jellemzésére alkalmas osztályozási módszereket. Tárgyaljuk az EU egységes vízpolitikáját jelentő Víz Keretirányelvet és a hazai vizek állapotát. A fejezetet kitekintéssel zárjuk.

4.1 A vízminőség értelmezése

Köznapi értelemben a minőséget a dolgok lényegét jellemző tulajdonságok összességével szoktuk definiálni. Ennek megfelelően a víz minőségét is legegyszerűbben annak tulajdonságaival adhatjuk meg. Kiindulva abból a tényből, hogy a természetben megtalálható vízkészleteinket a víz, mint fizikai közeg és az abban lévő összetevők alkotják, a vízminőség általános definíciójaként a víz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak összessége terjedt el.

A víz a földi bioszférában azonban nem csak fizikai közegként van jelen. Legfontosabb funkciója a biológiai anyagforgalomban betöltött szerepéhez kapcsolódik, ezért a víz, mint élettér ökológiai tulajdonságaival is jellemezhető. A vízminőség fogalmának fejlődéstörténetét tekintve a hangsúly egyre inkább ebbe az irányba tolódik el, oly módon, hogy a természetes víz minőségét a vízi ökoszisztémák állapotának jellemzésével kapcsolják össze. *A vizek ökológiájával mintegy fél évszázada* foglalkozik a tudomány (Hynes, 1970; Chapman, 1992).

Hazánkban elsőként *Felföldy Lajos*, a neves hidrobiológus definiálta a biológiai vízminőség fogalmát és hozta létre a róla elnevezett biológiai vízminősítést (Felföldy, 1974). A biológiai vízminőség „a víz azon tulajdonságainak összessége, amelyek a vízi ökoszisztémák életében fontosak, létrehozzák és fenntartják azokat”. Felföldy (1981) a biológiai vízminőségi jellemzők négy tulajdonság csoportjához a hazai vizekre adaptált osztályozási rendszert hozott létre. Később Dévai és munkatársai (1992) a vízminőséget egy n dimenziós attribútum-térben a fizikai és kémiai változók által meghatározott állapotként írták le, melyben a biológiai vízminőség az az állapot, melyet az élőlények térbeli, időbeli és mennyiségi reprezentáltsága tükröz. Javaslatuk szerint tehát a vízminőséget alapvetően annak élővilága adja meg, a vízminősítést élőlényközpontú szemlélettel kell végezni (Szabó, 2008). A 2000-ben hatályba lépett EU Víz Keretirányelv (60/20000/EK) mérföldkő a vízminőség-szabályozásban

azáltal, hogy az általa létrehozott élőlény alapú ökológiai minősítési rendszert a beavatkozások tervezésének feltételévé teszi (Chave, 2001).

Az eddigiekből láttuk, hogy a vízminőség, mint fogalom, többféle módon is definiálható. A lényeg azonban a vízminőséget leíró *állapotjellemzők* (különböző fizikai, kémiai, radiológiai, biológiai és mikrobiológiai paraméterek) kvantitatív és kvalitatív meghatározásában rejlik. A minősítés során ezeknek a paramétereknek meghatározott értékeit vetjük össze a kívánt vízminőséget jellemző kritériumokkal, vagy helyezzük el egy több osztályos skálán.

Az értékelés módjainak bemutatása előtt vegyük sorra azokat a legfontosabb tulajdonságokat, melyek a vizek jellemzéséhez használatosak. A klasszikus felosztást követve a listát az egyszerű *fizikai* paraméterekkel kezdjük, majd ezt követik a különböző *kémiai* paraméterek, végül a *biológiai* jellemzők. A paraméter csoportok szerinti elkülönítés azonban csak a formális és az egyszerűbb áttekintés miatt szükséges, miközben tudjuk, hogy valójában szinte minden paraméter kölcsönhatásban van egymással, olykor összetett módon, a *biotikus* és az *abiotikus elemek* komplex rendszerében. Csak néhány példát említve a sok közül: a hőmérséklet és a pH befolyásolja a fémek oldhatóságát, az ammónium disszociációját, melyek hatással lehetnek az élő szervezetekre. Miközben az élővilág maga is hatással van a pH-ra, például a nitrifikáció során keletkező hidrogén ionok savas irányba tolják el a pH-t, a fotoszintézis pedig emeli azt. Koncentrációban kifejezve bármely paraméter, amely *ártalmatlan az egyik helyzetben, mérgező lehet egy másikban*. A vízzel ezért óvatosan kell bánnunk.

A vízminőséget a külső emissziók, a vízjárás és számos, a víztérben lejátszódó folyamat alakítja. Ezek hatására az anyagok átalakulásokon mehetnek át és kerülhetnek például oldott fázisból szilárd vagy gáz állapotba és fordítva, illetve jutnak be vagy hagyják el a vízteret. Időben és térben is folyamatosan változó, dinamikus rendszerről van tehát szó, melyben az állapotot mérések sorozatával és azokból származtatott statisztikai paraméterekkel lehet csak jellemezni (például átlag vagy valamilyen rögzített tartósságú érték). Ez különösen igaz a fizikai és kémiai paraméterek esetében, melyek értéke a víztér (vagy az azt reprezentáló vízminta) egy pillanatnyi állapotát tükrözi csupán. A biológiai jellemzők már képesek időben és térben is integráltan jelezni a vízteret érő hatásokat, ami kétségtelen előnyt jelent a hagyományos, fizikai-kémiai jellemzők vizsgálatán alapuló monitoringgal szemben. A biológiai monitoring szerepe – a korábbi, alapvetően fizikai és kémiai monitoring mellett – a Víz Keretirányelv (VKI) bevezetésével egyértelműen felértékelődött azáltal, hogy az ökológiai állapotot kifejező biológiai paraméterek központi szerepet töltenek be a minősítésben.

A minősítés során tehát a víz állapotát különböző *paraméterekkel* adjuk meg. Ezeken a paramétereken keresztül értékeljük a víz általános *fizikai és kémiai állapotát*, vagy vizsgálhatjuk az antropogén szennyezések megjelenését. A szennyezőanyagok egy része olyan anyag, mely vízi környezetben természetes körülmények közt is megtalálható, csak az antropogén hatások következtében a koncentráció a természetes állapotról jellemző értékhez képes (természetes háttér vagy referencia érték) jelentősen megemelkedett. A szintetikus anyagok természetes koncentrációja nulla, az ilyen vegyületek kizárólag az emberi tevékenység eredményeként kerülnek a vizekbe (például peszticidek). Az általános fizikai és kémiai jellemzők *6 csoportját a VKI az ökológiai állapotot befolyásoló, ún. támogató elemei között tartja nyilván:*

- Hőmérsékleti viszonyok,

- Átlátszóság,
- Savasodási állapot,
- Sótartalom,
- Oxigén háztartás,
- Növényi tápanyagok.

Ha vizeinket, mint élő rendszert tekintjük, az állapotot leginkább a vízi ökoszisztémák anyagforgalmát jellemző kémiai és biológiai paramétereken keresztül jellemezhetjük (Felföldy, 1981). Az anyagforgalom az élővilágot felépítő makroelemek körforgását jelenti, melynek során a vízi környezetbe bekerült anyagok reagálhatnak egymással, vagy a geológiai környezetükkel, valamint az ökoszisztémában meghatározott funkciót betöltő *termelő*, *fogyasztó* és *lebontó* élőlénycsoportok között vándorolhatnak. Ezt nevezzük bio-geokémiai ciklusnak, melyben az oxigén, a szén, a nitrogén, a kén és a foszfor körforgását írjuk le. Az ökológiai állapot támogató elemei tehát anyagforgalmi szempontból is fontos jellemzői a vizeinknek.

4.1.1 A természetes vizek általános fizikai és kémiai jellemzői

A víz *hőmérséklete* a legegyszerűbben mérhető fizikai jellemzők közé tartozik. Értéke önmagában kevésbé informatív, szerepe elsősorban a kölcsönhatások szempontjából meghatározó: befolyásolja a gázok és szilárd anyagok vízbéli oldhatóságát és számottevő hatással van a biológiai folyamatokra.

A hőmérséklet a vízi szervezetek életfeltételeinek alakításának egyik legfontosabb környezeti tényezője. A van't Hoff törvény értelmében a hőmérséklet 10 °C-os emelése a biokémiai reakciósebességet 2-3-szorosára növeli bizonyos hőmérsékleti tartományban. Általában az élőlények többsége –10 - +45 °C között fordul elő. A termofil baktérium szervezetek: +45 és +95 °C között élnek. A mezofilok az ennél alacsonyabb hőmérsékletet kedvelik, míg a pszichrofil szervezetek hidegtűrők (Szilágyi és Orbán, 2007). A fajtól függően tehát nagy lehet a változékonyság a hőmérsékletváltozásra adott reakcióban, amit a faj hőtűrés görbéje jellemez. Ezért adnak meg határértéket például a felmelegedett erőművi hűtővizek visszavezetésére (30 °C a bevezetési ponton).

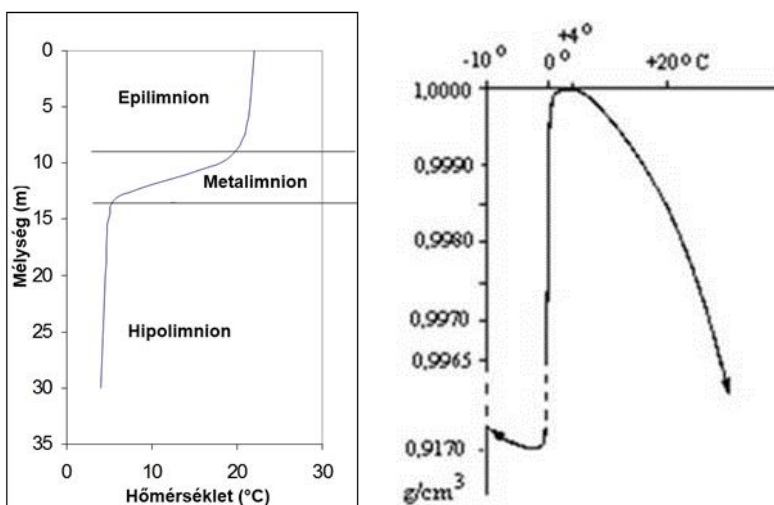
A vizek felmelegedése és hőmérsékleti változása jelentős mértékben a Nap abszorbeált sugárzó energiájára vezethető vissza, és csak kismértékben függ a Föld saját melegétől (pl. nagy mélységű krátertavak). Lokálisan az emberi tevékenység is befolyásolja a vizek hőmérséklet (hűtővíz- és termálvíz bevezetések). A felszíni vizek szezonális hőmérséklet ingadozásához a vízi élővilág alkalmazkodik, a rövidebb életciklusú fajok társulás váltással, a többiek életfunkciójuk megváltoztatásával képesek tolerálni (Szilágyi és Orbán, 2007). A felszíni vizekkel ellentétben a felszín alatti vizeket viszonylag állandó hőmérséklet jellemzi. Termálvizeknek a 30 °C –t meghaladó hőmérsékletű vizeket nevezzük. Állóvizekben a vizek vertikális hőmérséklet változása fontos ökológiai tényező (4-1. keret).

4-1. keret. Sekély és mély tavak, hőmérsékleti rétegződés

A víz sűrűségének hőmérsékletfüggése unikális azáltal, hogy 4°C-on maximuma van. Ennek következménye a tavak hőmérsékleti rétegződése és időszakos átfordulása (amikor pl. ősszel a lehűlés során a hőmérséklet eléri a 4°C-ot, a felső rétegek nehezebbekké válnak és „lebuknak”; a

felmelegedés során hasonló jelenség játszódhat le. A hőmérséklet változása sűrűségváltozást eredményez, aminek következtében a tavakban tartós hőrétegzettség tud kialakulni. Az ilyen rétegzett tavakat nevezzük mély tavaknak. A szél felkeverő hatása csak a felső rétegben (epilimnion) érvényesül. Az alatta lévő átmeneti (thermocline) zóna hidraulikus gátként megakadályozza az alsó vízrétegek feljutását és a vízcserét a felső réteggel. Ennek magyarázata az egyes rétegek közti sűrűségkülönbségből származó termikus ellenállás, melyet a víztér hőmérséklet változása okoz a sűrűség hőmérsékletfüggése miatt. A tóban a hőcsere a felszínen történik, az alsó réteg (hypolimnion) hőmérséklete az év folyamán közelítőleg állandó. A rétegek közti vízcseré csak időszakosan mehet végbe a hőmérséklet kiegyenlítődésekor, az évszakos hőmérsékletváltozás függvényében (a monomiktikus tavak évente egyszer, a dimiktikus tavak évente kétszer „fordulnak át”). A rétegek vízminőségi szempontból is jelentősen eltérőek lehetnek. Míg az epilimnionra az elsődleges termelés és a szél keltette vízmozgásokkal is segített légköri diffúzió miatt jó oxigén ellátottság jellemző, a hypolimnionban a vízcseré hiánya és a lebontó folyamatok túlsúlya miatt tartósan oxigén hiányos állapot jöhet létre. A rétegzettség a klimatikus viszonyoktól függően állandó, vagy időszakos lehet (4-1. ábra, Szilágyi és Orbán, 2007).

A mély tavakkal ellentétben a sekély tavakra a folyamatos felkeveredés képessége jellemző, azaz a szél hatására a teljes vízoszlop a vízfénéig át tud keveredni. A szél által bevitt kinetikus energia a hőmérsékleti gradiensből származó termikus ellenállást meghaladja, emiatt a hőmérsékleti rétegzettség tartósan nem tud létrejönni. Tekintve, hogy a felkeveredés függ a szélességtől, a szabad vízfelszíntől (meghajtási hosszától) és a vízmélységtől is, ezért a sekély/mély elhatárolás nem konkrét vízmélységhez köthető, hanem a tófelület és a vízmélység aránya, a tó elhelyezkedése (beépítettség, domborzat, fekvés) határozza meg a tó jellegét (a néhány méter mély Feneketlen-tó a fővárosban ezért minősülhet „mélynek”, a Balaton meg sekélynek). A sekély tavak vízminőségi szempontból fontos jellemzője, hogy a felkeveredés során nemcsak a vízoszlop, hanem a tófenéken található üledék is felkeveredik és bejut a víztérbe. Ez hatással van a fényviszonyokra és a tápanyag ellátottságra, ami befolyásolja az algák növekedését. A szél keltette vízmozgások (hullámozgás, lengés, kilendülés és áramlások) és az ebből származó felkeveredés tehát fontos, abiotikus tényező a vízminőség alakításának.



4-1. Rétegzett mély tavakra jellemző hőmérsékleti profil (bal) és a víz sűrűsége a hőmérséklet függvényében (jobb)

A vízben lévő anyagokat fizikai szempontból oldott és lebegő anyagokra osztjuk. A *lebegőanyag tartalmat* a 0,45 mikron pórusátmérőjű szűrőpapíron fennmaradt, 105 °C-on súlyállandóságig szárított mennyiség képezi. A lebegőanyagot a vízben lévő szervesanyagok (lebegtetett hordalék) és élő szervezetek (plankton) alkotják. A víz analitikában *oldott anyag tartalom* alatt a 0,45 mikron pórusátmérőjű szűrőpapíron átszűrt vízminta bepárlása, majd 105 °C-on súlyállandóságig történő szárítása után gravimetriásan mért mennyiséget értjük. Az oldott anyagokat legnagyobb mennyiségben a vízben lévő ásványi sók alkotják, de felszíni vizekben a szervesanyag készlet egy része is oldott formában van jelen.

A vízben szuszpendált szerves és szervesanyagok felelősek a víz *zavarosságáért*. Meghatározása nefelométerrel, a lebegő részecskék által szórt fény mérésével történik és értékét NTU-ban (Nephelometric Turbidity Unit) adják meg.

A víz fontos jellemzője az *átlátszóság*, mely a vízben oldott és lebegő anyagok mennyiségétől függ, melyek befolyásolják a vízszlopon áthaladó fény intenzitásának csökkenését. Az átlátszóság meghatározásának legegyszerűbb eszköze a Secchi-korong (ld. 4-2. kép). Ez fekete-fehér színekkel négyfelé osztott 0,3 m átmérőjű tárcsa, melynek vízbe merített láthatósága az átlátszóság mérőszáma, az ún. Secchi mélység (az a mélység, amikor már nem látszik a korong). A mérés egyúttal felhasználható a fény elnyelési képességet jellemző extinkciós tényező (6. fejezet) számításához. Ennél pontosabb információt szolgáltat a fényviszonyokról a fotoszintetikusan aktív sugárzás mérése, melyhez kvantum szenzorokat használnak.



4-2. Secchi-korong

A víz *színe* a visszavert fényből ítélni lehet. A tiszta víz, ha a rétegvastagsága kicsiny, színtelen, ha a vastagsága nagy, halványkék színű. A víz kék színét a szelektív fényabszorpció okozza, mely szerint a tiszta víz elnyelőképességének minimuma van 470 nm hullámhosszúságú kék fénynél. A szín a felszíni vizek esetében a tisztaság indikátora lehet, amennyiben az a szennyezések és egyéb hatások következtében változik. Például az algák elszaporodása zöldes, a huminsavak barnás, a vas mennyiségének növekedése vöröses elváltozást okoz. Összességében a víz színét a benne oldott anyagok (huminsavak, szennyvizekkel bekerülő festékanyagok, mikroorganizmusok anyagcsere termékei) okozzák.

Az érzékszervekkel mérhető jellemzők közé tartozik az *íz és szag*. A tiszta víz szagtalan, de a kommunális és ipari szennyvizek (szerves anyagok bomlástermékei, fenol, merkaptán, kátrány, acetilén stb.) jellegzetes szaghatást okoznak. Egyes mikroorganizmusok (vasbaktériumok, szulfátredukáló kénbaktérium, bizonyos algák) tevékenysége is befolyásolja a víz szagát és ízét.

A vízben oldott ásványi sók biztosítják az ásványvizek kellemes ízhatását. A víz ízét döntően a klorid, a szulfát, a hidrogén-karbonát, a vas, a mangán, a kalcium, a magnézium, a cink, a réz, illetve a széndioxid határozzák meg, és szeretjük a „hideg csapvizet” szemben a langyos vízzel. A szerves anyagok általában mellékízt okoznak.

Az oldott ásványi sók (anionok és kationok) koncentrációjával arányos a víz elektromos vezetőképessége. Az oldott ionok a vizekben gyenge elektrolit oldatot képezve vezetik az elektromos áramot. Az ún. fajlagos vezetőképesség meghatározásához a vízmintába merített platinaelektrodok közti egy cm-re eső elektronáramot $\mu\text{S}/\text{cm}$ (S: Siemens) egységben adjuk meg, mely a ténylegesen mért elektromos ellenállás reciproka. A hőmérsékletre való standardizálás azért szükséges, mert a vezetőképesség minden egy $^{\circ}\text{C}$ hőmérsékletemelkedéssel kb. 2%-kal nő. A vezetőképesség mérés könnyen automatizálható, és bár a kémiai összetételre nem ad információt, annak megváltozását – tehát például egy esetleges szennyezés bekövetkezését – jól jelzi. Édesvízben az értéktartomány 100 – 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ közötti. A magasabb értékek ipari szennyezésre vagy erős diffúz terhelésre utalnak.

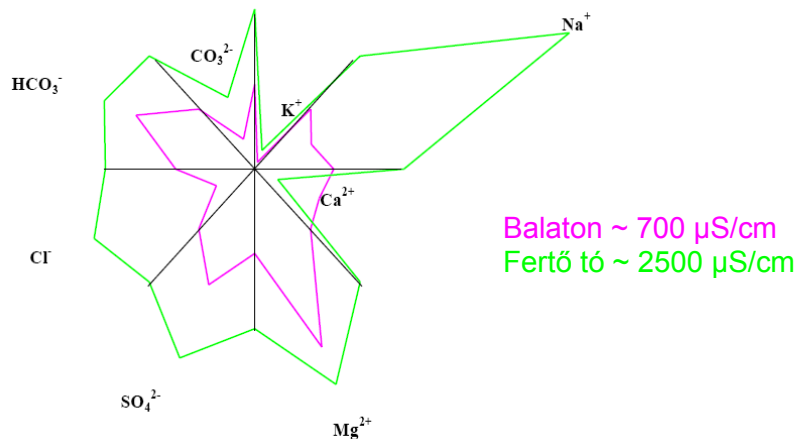
Végül a fizikai tulajdonságok közt említjük a felületi feszültséget, mely tulajdonság megváltozását a vízben jól oldódó felületaktív anyagok okozzák és a felületi feszültség csökkenését eredményezik, melynek következménye a fokozódó habképződés. A detergenseket a mikroszennyezők között tárgyaljuk.

A vizeket különféle együttesen *ható kémiai reakciók és fizikai-kémiai folyamatok* jellemzik (Felföldy, 1981). Ilyenek például a sav-bázis és redox reakciók, a gázok oldódása és felszabadulása, a csapadékkiválás és a szilárd anyagok oldódása, adszorpció-deszorpció és a komplexképzés folyamatai.

A vízben oldott szilárd anyagok legnagyobb része szervesetlen, emiatt a természetes vizek lényegében híg sóoldatok. A szervesetlen összetevők azonban nem sóként, hanem legtöbbször ionok formájában vannak jelen (lásd a vezetőképesség meghatározását). A vízben oldott szervesetlen ionok mennyisége, minősége és változása az élővilág szempontjából fontos sajátosság, ezt nevezik a víz *halobitásának* (Felföldy, 1974). Az ionok forrása legnagyobbbrészt a vízgűjtő kőzeteiből történő kioldódás, de már a légkörből kihulló csapadék is tartalmaz oldott anyagokat. A halobitás a vizek sajátossága, melyhez az élővilág alkalmazkodik. A természetes vizek ionösszetétele változó, függ a vízgűjtő geológiai jellegétől, a légköri kiülepedéstől, az üledék-víz határon végbemenő cserefolyamatoktól és befolyásolják az emberi hatások is. A nagy tartózkodási idejű vizekre viszonylag állandó sótartalom jellemző. A folyók általában kevesebb ionot tartalmaznak. Az „édesvizekre” 50 – 500 mg/l közti összes sótartalom (oldott szervesetlen szilárd anyag tartalom) jellemző. A lefolyástalan tavak évről évre bepárlódó, töményedő vizében ennél jóval magasabb értékeket találunk (pl. Velencei-tó 1500-2000 mg/l.) A folyóvizekre vonatkozó összes sótartalom világátlagos 120 mg/l. Hazai vizeink oldott anyag tartalma – a szikes tavaktól eltekintve – a „tipikus édesvíz” tartományban mozog. A tengerek, óceánok sótartalma 35,000 mg/l körüli.

A vízben lévő leggyakoribb kationok és anionok melyek a vizek természetes állapotát jellemzik, a Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , valamint a HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- . A halobitást tehát nem csak a víz összes ion tartalma, hanem a különféle ionok egymáshoz képesti előfordulási aránya is befolyásolja. Ennek szemléltetésére használjuk a minőségi rendszer kidolgozójáról elnevezett Maucha (1932) diagramot.

A 4-3. ábrán a csúcsok középponttól mért távolsága a 8 főionra vonatkozó, ionegyenértékben kifejezett koncentrációival arányos.



4-3. A Maucha diagram a Balatonra és a Fertő-tóra

Folyóvizek *ionösszetételét* elsősorban a *vízgyűjtő geológiája* határozza meg. Tavakban fontos szerepe van a vízháztartás alakulásának: a lefolyástalan, töményedő tavak vizéből először a Ca^{2+} és HCO_3^- , majd a SO_4^{2-} ionok csapódnak ki fokozatosan. Legtovább a Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} és Cl^- ionok maradnak oldatban (Felföldy, 1984). Így alakulnak ki a kontinentális sós és alkalikus tavak aszályos területeken. Az ún. szikes vizek kémiai összetételét a Na^+ és Mg^{2+} kationok és a HCO_3^- anion döntő mennyisége jellemzi, melyhez nagyfokú egyedi és szezonális változatosság és az ehhez alkalmazkodni képes egyedi élővilág társul.

A kommunális és ipari szennyvizek, termálvizek bevezetése jelentős sótartalom növekedést okozhat az élővizekben. Télen a közutak síkosság mentesítésére alkalmazott sózás is a vízi környezetet (elsősorban a talajvizeket) terheli. A sóterhelés nem csak a koncentráció emelkedését, hanem az ionösszetétel megváltozását is okozza (például a termálvizekben és a kommunális szennyvizekben a NaCl aránya a többi ionhoz képest jóval magasabb).

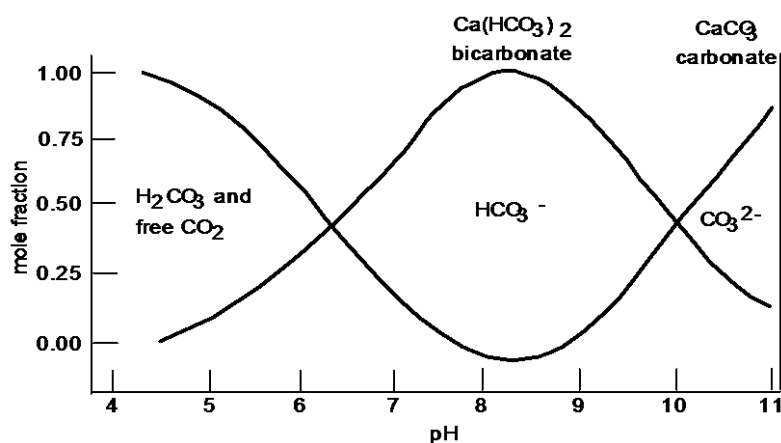
A Ca^{2+} és Mg^{2+} kationok, pontosabban a vízben oldott kalcium- és magnéziumsók okozzák a víz keménységét. A változó keménységet (más néven karbonátkeménységet) a hidrogén-karbonáttal egyenértékű kalcium-hidrogén-karbonát ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$), illetve a magnézium-hidrogén-karbonát ($\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$) mennyisége adja, mely forralással eltávolítható. Ilyenkor vízben oldhatatlan karbonátok (CaCO_3) kiválnak. Az állandó keménységet a többi anionnal egyenértékű sók, leginkább a kalcium-szulfát, kalcium-klorid, magnézium-szulfát stb.) mennyisége adja, melyek hő hatására sem válnak ki. A két keménység együttesen adja meg a víz összes keménységét. A víz keménységét rendszerint kalcium-karbonát (CaCO_3) egyenérték formájában fejezik ki. A régebben használt német keménységi fok 10 mg kalcium-oxiddal (CaO) egyenértékű kalcium- vagy magnézium-ionnak felel meg, 1 liter vízben oldva. A keménység a melegvíz tartályokban, vezetékekben kazánkőképződést okoz, mert a víz pH változásának hatására vagy a hőmérséklet emelkedés hatására kalcium-karbonát válik ki a csövek, edények, stb. felületén.

A szerves kémiai jellemzők fontos paramétere a víz kémhatását mutató pH. A pH a vízben mért hidrogén ion (H^+) koncentráció 10-es alapú negatív logaritmus, azaz: $\text{pH} = -\lg [\text{H}^+]$. A víz kis

mértékben disszociál H^+ és OH^- ionokra. Az ionok koncentrációjának szorzata állandó: 10^{-14} . Mivel nagyon kicsiny, negatív számokról van szó, ezért az egyszerűbb kezelhetőség kedvéért egy segédfogalmat vezettek be. Ez a segédfogalom a pH. A víz semleges, ha a H^+ ionok és OH^- ionok koncentrációja megegyezik, tehát: $[H^+] = [OH^-] = 10^{-7}$. A víz savas karakterű, ha a $[H^+]$ ionok koncentrációja meghaladja a $[OH^-]$ ionok koncentrációját, $pH < 7$. Lúgos karakterű a víz, ha a $[OH^-]$ ionok koncentrációja haladja meg a $[H^+]$ ionok koncentrációját, $pH > 7$.

A pH változással szembeni ellenálló képességet jellemzi a *puffer kapacitás*. A puffer kapacitás számszerűen az oldat pH-jának egy egységnyi változását előidéző erős sav (pl. HCl) vagy erős bázis (pl. NaOH) mennyiségével fejezhető ki. Puffer rendszerek pH-ja jelentős mértékben „stabil”, kisebb mennyiségű sav vagy lúg hozzáadásával nem változik számottevően. A természetes vizek puffer kapacitását leggyakrabban a hidrogén-karbonát puffer rendszer biztosítja, mely savas és lúgos irányban is kifejti semlegesítő hatását. A vízben mindig jelenlévő hidrogén-karbonát- és karbonát-ionok egyrészt a levegőben lévő CO_2 beoldódása, másrészt a mészkő oldása révén kerülnek a vizekbe.

A vízben oldott CO_2 , a HCO_3^- és a CO_3^{2-} ionok alkotják a víz szervesetlen szén rendszerét (Szilágyi és Orbán, 2007). Az atmoszférában jelenlévő *szén-dioxid* könnyen oldódik a vizes rendszerben. Az oldódás mértékét felszíni vizekben a gázok oldhatóságára vonatkozó szabályok – nyomás és hőmérséklet viszonyok – befolyásolják. Szén-dioxid általában három formában lehet jelen a vízben: fizikailag oldott gázként szabad, vagy kötött formában (H_2CO_3); hidrokarbonát formában (HCO_3^-); valamint karbonát-ion (CO_3^{2-}) alakjában. Ha a szabad szén-dioxid vízben oldódik, és így szénsav keletkezik, az könnyen disszociál, létrejön a szabad szén-dioxid-bikarbonát rendszer. A szervesetlen szén rendszer egyes tagjainak koncentrációja elsősorban a pH-tól, az ionerősségtől és a hőmérséklettől függ. A pH emelkedésével csökken a víz szabad CO_2 -tartalma, és nő a hidrogén-karbonát formában kötött szénsav mennyisége. Jelentős karbonát-tartalmúak csak azok a vizek lehetnek, ahol a Na^+ , K^+ jelenléte a meghatározó, mivel ezek karbonátjai jól oldódnak vízben (4-4. ábra).



ábrafeliratok

moláris arány

H_2CO_3 és szabad CO_2

$Ca(HCO_3)_2$ hidrokarbonát

$CaCO_3$ karbonát

HCO_3^-

CO_3^{2-}

pH

4-4. Szervesetlen szénformák aránya a pH függvényében

Említjük még a víz *lúgosságát*, melyet az oldott alkálifémek és alkáliföldfémek hidroxidjai, karbonátjai és hidrogén-karbonátjai okozzák. Definíció szerint a lúgosságon a vízben lévő savval reakcióba lépő anyagok összességét értjük, amely a titrálás végpontjának pH-értékétől függ. A lúgosság meghatározása során csak azt vizsgáljuk, hogy a lúgos víz mennyi savval reagál. Kétféle lúgosság

különböztethető meg, a fenolftalein lúgosság (jelölése p-lúgosság) és a metilnarancs lúgosság (jelölése m-lúgosság). A víz összes lúgosságán mindig az m-lúgosságot kell érteni. A metilnarancs indikátor a víz lúgosságát okozó összes vegyületeket, tehát a hidroxidokat, karbonátokat és hidrogén-karbonátokat, míg a fenolftalein indikátor csak a hidroxidokat és a karbonátok mennyiségének a felét jelzi.

A szerves szénformák közti folyamatok vezetnek ahhoz, hogy a vízben a biológiai lebontás (légzés) során keletkező CO_2 az atmoszférába képes távozni, illetve, a fotoszintetikus tevékenység során biogén eredetű mészkő (CaCO_3) válik ki. A biogén mészkő kiválás hajtóereje az, hogy az algák legnagyobb mértékben a hidrogén-karbonátot hasznosítják szénforrásként. Eközben a pH lúgos irányban változik, ami a szerves szén formák koncentráció arányait elmozdítja a karbonát-ion képződés felé. Ha a vízben levő kalcium-ionok és a karbonát-ionok koncentrációjának szorzata az oldhatósági szorzat értéke fölé nő, akkor CaCO_3 képződés mehet végbe. A folyamat során a felvett szén moláris mennyiségével egyenlő mólnyi CaCO_3 fog kiválni. Először a CaCO_3 csapódik ki, mely amorf csapadék. Később, a csapadék öregedésével egy időben, a Ca-ionok egy részét a Mg-ionok helyettesítik, és létrejön a $(\text{Ca},\text{Mg})\text{CO}_3$ vegyes só, melyben a Ca és Mg molaránya kb. 7 (Szilágyi és Orbán, 2007).

A szerves szénformák közül tehát a növények leginkább a HCO_3^- -ot hasznosítják, mely a semlegeshez közeli pH viszonyok között a legnagyobb mennyiségben fordul elő. Egyes növényi szervezetek csak a szabad CO_2 -t képesek felhasználni (pl. vízimohák), a bazofil (mészkedvelő) fajok a CO_3^{2-} -ot is hasznosíthatják (Szilágyi és Orbán, 2007). A szerves szén azonban néhány kivételes esettől eltekintve (pl. tiszta, kicsi puffer kapacitású, mély tavak mélyebb, de még trofogén rétege) az elsődleges termelést nem korlátozza (nem válik limitáló elemmé). A szervesanyag termelése – elegendő mennyiségű egyéb elemek jelenléte esetén – nem a szénhiány, hanem a lúgos pH miatt állhat le. A szervesanyag termeléshez a legtöbb autotróf élőlény bizonyos szerves szénformákat is képes hasznosítani. A növények által megtermelt szervesanyag azután a tápláléklánc (hálózat) *heterotróf* elemeibe kerülhet (Szilágyi és Orbán, 2007).

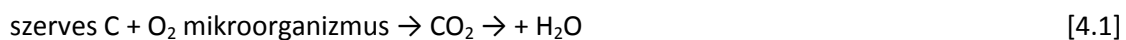
Az élővizek legfontosabb állapotjellemzőjeként tartjuk számon az *oxigén viszonyokat* és ezzel szoros összefüggésben *lévő szerves anyag tartalmát*. *Ahogy a szárazföldi, úgy a vízi élet sem létezik oxigén jelenléte nélkül. Az élővizek állapotát az oldott oxigén tartalom (dissolved oxygen - DO) alapvetően befolyásolja. Az oxigén nem csak a vízi élőlények lélegzéséhez szükséges, hanem a szerves vegyületek lebontása során a heterotróf baktériumok a víz oldott oxigén tartalmát használják el. Az oxigén forrása a légkör, melyből történő oxigénbeoldódás az oxigéndeficit (D) függvénye: a diffúziós folyamatot a vízben elméletileg oldható, más szóval a telítettségnek megfelelő oxigénkoncentráció (C_s) és az aktuális oxigénkoncentráció (C) különbsége determinálja. A maximálisan oldható mennyiséget – a gázok oldhatóságának törvényszerűsége szerint (Henry-Dalton törvény) – a víz fölötti gáz parciális nyomása és a hőmérséklet határozza meg. A telítési koncentráció a hőmérséklet emelkedésével csökken, míg a 0 °C-os víz egy literében 14,65 mg, 15 °C-on 10,03 mg, 30 °C-on már csak 7,44 mg oxigén képes oldatban maradni. Mivel a hőmérséklet emelkedése a biokémiai folyamatok sebességét növeli, az élőlények oxigén szükséglete pont ellentétesen arányos az oxigén oldhatóságával. Ez a természet „kegyetlen tréfája” az akvakultúrákkal, melyekben a vízi élővilágtól az oxigén megszerzése már amúgy is a szárazföldi fajokhoz képest nagyobb energia befektetést igényel.*

A szerves szénvegyületek a vizek jellegzetes és legelterjedtebb szennyezettségét okozzák. A szervesanyagok elsősorban szennyvizekből kerülnek a felszíni vizekbe, de a víz szervesanyag készletéhez a vízi élővilág anyagcsere folyamatai is nagymértékben hozzájárulnak. A szerves szénvegyületeket biológiai bonthatóságuk alapján szokás megkülönböztetni. Könnyen bontható a kommunális eredetű szennyvíz és az élelmiszeripari, a mezőgazdasági szennyvizek egy része. Ha ilyen szennyvizet valamely vízfolyásba, tóba (élővízbe) vezetünk, megindul a természetes öntisztulás, azaz megkezdődik a szerves anyag biológiai bomlása. A szerves anyag bontása vizekben két úton történhet: aerob (oldott oxigén jelenlétében), vagy anaerob (oldott oxigén hiányában) módon. Amennyiben oldott oxigén nem, de kötött oxigén (tehát vegyületekben, pl. nitrátban) rendelkezésre áll, anoxikus viszonyokról beszélünk.

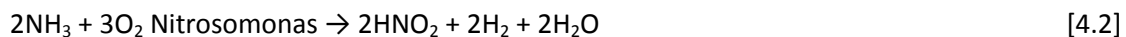
A szervesanyag tartalom jellemzésének legelterjedtebb formái az oxigénigény meghatározásán alapulnak. A *biokémiai oxigénigény (BOI)* a víz biológiai úton bontható szervesanyag-tartalmát fejezi ki (3. fejezet). Az az oxigén mennyiség, amit meghatározott hőmérsékleten és meghatározott idő alatt a szervesanyagot lebontó mikroorganizmusok a vízből elvonnak (ezért a BOI nem koncentráció, hanem anyagáram).

A szerves anyagnak teljes egészében vízzé és szén-dioxiddá történő oxidálásához szükséges oxigén mennyisége az elméleti oxigénigény. Tekintve, hogy a vízben mindig lehet jelen biológiailag nem bontható szerves anyag, a BOI általában alacsonyabb az elméleti oxigénigénynél.

A biológiai oxidáció két fő reakcióból áll. Az első, ún. szénfázisban a szerves anyag oxidálása történik az alábbiak szerint:



A második ún. nitrogénfázisban az ammónia és a nitrit alakul át nitráttá két lépésben:



A szén lebontása a biokémiai folyamat beindulását követően fokozatosan emelkedő oxigénfogyasztáshoz vezet. A szabványos méréseknél az 5 napos oxigénigény használata terjedt el a BOI_5 jelöléssel, mert az oxigénfogyasztás 5 nap alatt megközelíti az elméleti oxigénigényt jelentő platót (4-5. ábra). Az 5. naphoz tartozó érték használatát az is indokolta, hogy az angliai folyók levonulási ideje ez alatti (3. fejezet, megjegyezve, hogy a fejlesztések jelentős része az UK-ban történt).

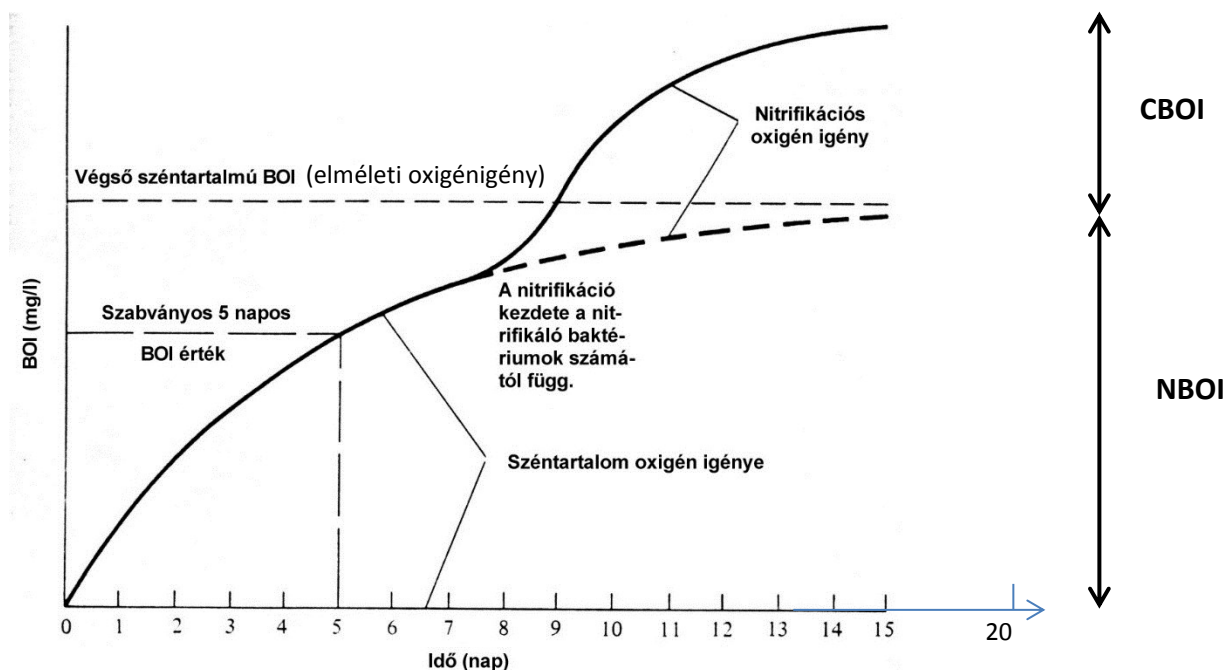
Ha az oxigénfogyasztást tovább mérjük, a görbe a 10. nap körül újból emelkedni kezd. Ebben a fázisban lejátszódó folyamat a nitrifikáció, melynek kiinduló vegyülete az ammónium plusz a szerves formájában jelenlévő nitrogén. (A szervesanyag nitrogén tartalma az ammonifikáció során ammóniummá alakul.) Mivel a nitrifikáló baktériumok működése lassúbb, mint a szénbontó baktériumoké, ezért először a szerves anyag többségének oxidálása történik meg, a nitrifikáció csak azt követően megy végbe. A 20 nap alatt kimérhető oxigénfogyasztás (BOI_{20}) már a nitrifikáció oxigénigényét is tartalmazza. A BOI_5 és a BOI_{20} mellett szokás a CBOI és NBOI jelöléseket is használni (Thomann és Muller, 1987). Ez esetben a CBOI a szénvegyületek lebontásának oxigénigényét, az NBOI pedig a nitrifikáció oxigénigényét tartalmazza. Meghatározásukhoz 20 napos, párhuzamos mérést

végzünk, melynek egyikében a nitrifikáló baktériumok működését "legátoljuk". A legátolt mintában mért BOI_{20} adja a CBOI értékét, az NBOI pedig a két mérési eredmény különbségéből képezhető.

Mind a Nitrobakter, mind a Nitrosomonas szén-dioxidot használ szén forrásul a növekedéséhez. A nitrogén vegyületek, mint elektronbefogadók, szolgálnak. A nitrifikációért felelős mindkét baktérium szigorúan kemoautotróf szervezet, azaz szénforrásként kizárólag szerves szén használják: nagy mennyiségű szerves szén jelenlétében nem is szaporodnak. Ez az oka annak, hogy a szennyvíztisztítás során először a szerves széntartalom, azaz a BOI csökken és a nitrifikációs folyamat csak később indul be. A nitrifikáció jelentős oxigénmennyiséget fogyaszt el a vízből: 1g NH_4^+ oxidálásához $4,57\text{ g}$ oxigén szükséges. Ismert, hogy 1 lakosegyenérték 60 g BOI_5 kibocsátásnak feleltethető meg. Ha feltételezzük, hogy ehhez átlagosan 12 g N emisszió tartozik és ez ún. Kjeldahl N (szerves + $\text{NH}_4\text{-N}$) formában van, akkor ennek a nitrogén tartalomnak az oxidációjához $12 \cdot 4,57 = 54,8\text{ g}$ oxigénre van szükség. Ez 1 lakosegyenértékre vetítve $CBOI = 60$ és $NBOI = 54,8\text{ g/fő/nap}$ oxigénigényt jelent, vagyis átlagos kommunális szennyvíz esetében a szén bontásához felhasznált mennyiséggel azonos nagyságrendű oxigénfogyasztást okoz a szennyvíz Kjeldahl N tartalma (7. fejezet).

A Nitrosomonas növekedése sokkal lassúbb, mint a Nitrobakteré, így az ammónium révén keletkezett nitrit igen gyorsan oxidálódik tovább nitráttá. Ez azt eredményezi, hogy a nitrit nagy mennyiségben soha nem halmozódik fel és a teljes nitrifikációs folyamatot az ammóniának nitráttá történő átalakulása határozza meg. A két baktériumfaj hőoptimuma is eltérő. A különböző nitrifikátorok nem tűrik a hideget, így az ammónium nitráttá oxidálása 10 °C alatt gyakorlatilag gátolt. Ezzel szemben a szerves anyag ammóniumig történő bomlása – ha csökkentett mértékben is – de folyamatosan végbemegy.

Mivel a nitrifikáló baktériumok a szerves szén lebontását végző heterotrófokhoz képest érzékenyebbek a környezeti hatásokra (pl. toxikus szennyezők könnyen legátolják a folyamatot), továbbá a folyamat végbemeneteléhez legalább $1\text{-}2\text{ mg/l}$ oldott oxigén jelenléte szükséges, a nitrifikáció megvalósítása a szennyvíztelepeken nagy odafigyelést igényel az üzemeltetőktől.



4-5. Oxigén fogyasztás az idő függvényében

A BOI meghatározását amellet, hogy csak a szervesanyag készlet egy részére, a biológiailag bontható mennyiségre ad kvantitatív információt, számos mérési bizonytalanság is terheli (pl. az időigény miatt a mérés nehezen ütemezhető, nagy szervesanyag tartalom esetén hígítás szükséges). Az adaptálás, a toxikus anyagok gátló hatása, a beoltás milyensége és az összetétel (könnyen és nehezen bontható szubsztrát aránya) jelentősen befolyásolja a BOI értékeket. Ezért a gyakorlatban jobban elterjedt a pontosabban meghatározható kémiai oxigénigény (KOI) használata, mely esetében az oxidációt kémiai úton, oxidáló szerrel végezzük el. A *permanganátos kémiai oxigénigény* meghatározáskor (KOI_p) a vízben levő szerves anyagokat kálium-permanganáttal elroncsoljuk, és a maradék permanganátot kétszeresen visszaitráljuk oxálsavval. Indikátor a permanganát saját színe. A *kromátos oxigénigény* (KOI_{cr}) meghatározáskor erősen savas közegben a vízben levő szerves anyagokat ezüst-szulfát katalizátor jelenlétében kálium-bikromáttal roncsoljuk, majd vas(II)-ammónium szulfát mérőoldattal visszaitráljuk a maradék kálium-dikromátot. Indikátor a ferroin. A KOI esetében viszont hibát okozhat, hogy a vízben levő szerves anyagok is reagálnak az oxidáló szerrel, és néhány szerves vegyület (pl. vas, kénvegyületek) eltérő mértékben oxidálódnak kémiai és biológiai körülmények között (Barótfy, 2000).

A vízminőség és a szennyvíz jellemzésére a BOI és a KOI *együttesen* használatos. A KOI értékek jellemzően magasabbak a BOI-nál. A KOI esetében az oxidáció erőssége az alkalmazott módszertől is függ. Általánosságban érvényes az a „szabály”, hogy a BOI₅ < KOI_p < KOI_{cr}. A gyakorlatban ma már – főként szennyvizek esetében - inkább a kromátos KOI-t használjuk.

A szennyvizek összetételéről fontos információt ad a KOI/BOI aránya. Általában igaz, hogy a KOI/BOI hányados a vízben lévő szerves anyagok biológiai bonthatóságának függvénye. Átlagos *kommunális szennyvíznél ez az arány 2–4 közötti érték*, a nyers szennyvíznél alacsonyabb, a tisztítottnál – a biológiailag már nem bontható vegyületek relatív feldúsulása miatt – magasabb. Nehezen bomló ipari szennyvizeknél a KOI/BOI > 5, és éppen ebből az arányból vonhatunk le következtetést a biológiai tisztíthatóságra (Barótfy, 2000), mely a szennyvíztisztítás sikerét jelentős mértékben befolyásolja. Az eleveniszapos biológiai tisztítás folyamatát leíró ASM modellek (6. fejezet) például jellemzően négy frakciót különböztetnek meg: az inert és partikulált oldott, valamint a gyorsan és lassan biodegradálható szerves szubsztrátot. A frakcionálással finomabb felbontást adunk és ezáltal jobban leírjuk a szennyvíz viselkedését. A frakciók meghatározását általában a BOI-nál megbízhatóbban mérhető kromátos KOI vizsgálatokra alapozzák (Henze et al., 2000). A módszerekben hordozott bizonytalanságok azonban jelentős mértékben megnehezítik az anyagmérleg alapú számításokat, melyek a modellezés alapját adják (lásd az 5., 6. fejezeteket) és amelyekben a különböző kompartmentek pontos ismeretére van szükség.

A szervesanyag tartalom nem specifikus jellemzésére alkalmazzák a szerves széntartalom értékét. A *TOC (Total Organic Carbon)* a vízben lévő összes szerves eredetű szén mérőszáma. A mérés során a szervesanyag teljes szén tartalmát szén-dioxidá alakítják. A szerves széntartalom meghatározásakor az analizálandó minta eredetétől, illetve jellegétől függően az alábbi frakciók különíthetők el:

- oldott szerves széntartalom (Dissolved Organic Carbon - DOC): a minta szűrése után visszamaradt, nem illékony rész;

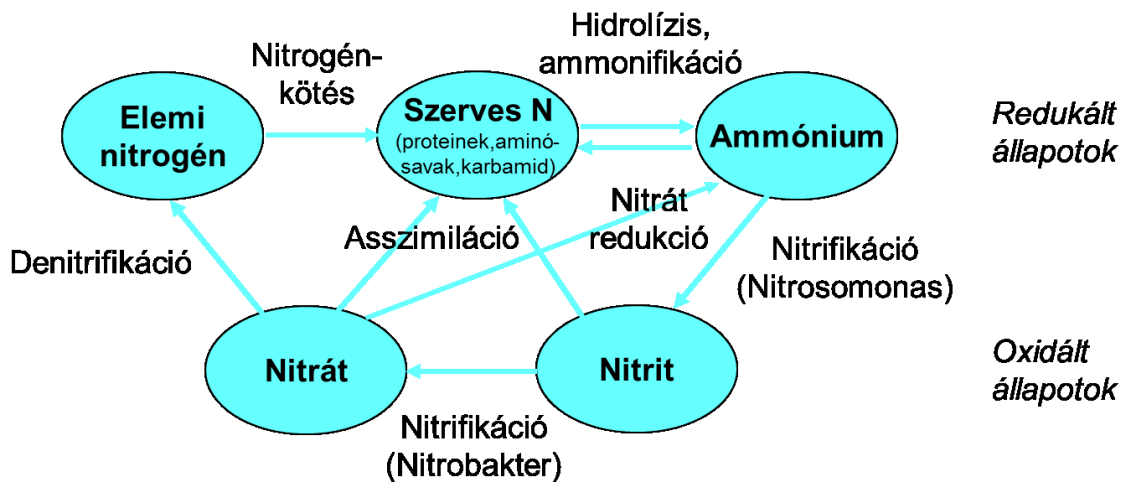
- illékony szerves széntartalom (Volatile Organic Carbon - VOC); a módszerrel illékonyá tehető szerves rész;
- partikulált szerves széntartalom (Particulate Organic Carbon - POC): a szűrőkor eltávolított szerves rész;
- összes szerves széntartalom (Total Organic Carbon - TOC): az eredeti vízben előforduló összes szervesen kötött széntartalom.

Kérdés, hogy a különféle szervesanyag-mutatók (BOI, KOI, TOC) által kapott értékek miképpen feleltethetők meg egymásnak? A „kiábrándító” válasz az, hogy a gyakorlatban általában sehogyan sem. Az eltérés még azonos víztípusnál is jelentős lehet, a különböző szennyezettségű vizeknél – felszíni víz, nyers-, tisztított-, ipari szennyvíz – pedig az előforduló szerves vegyületek milyenségétől függően nagy.

A vizekben található nitrogén és foszfor vegyületek, növényi tápanyagok, a vízi ökoszisztémák működésének fontos jellemzői, a vizek természetes alkotóelemei. A növényi tápanyagok az anyagforgalomban és a vizek mesterséges eutrofizálódásában betöltött szerepük miatt a vízminőség-szabályozás gyakori feladatát képezik (1., 6., 8., 9. és 10. fejezetek). A vízi környezetre ható antropogén tápanyagterhelés elsősorban a városiasodás és a mezőgazdaság fejlődésének következménye. A tápanyagok feldúsulása a vizekben fokozott termelést, ún. eutrofizálódást okoz (az eutróf szó jelentése: bőven termő). Az eutrofizálódás (növényi túltermelés) jelenségét bár régóta ismerjük (feljegyzések szerint a probléma már az ókorban is jelentkezett), a tavak eutrofizálódása az 1960-as években kezdett olyan súlyossá válni, hogy a kutatók mellett a társadalom figyelmét is felkeltette. A „mesterséges eutrofizálódást”, tavak globális betegségének tekintik, hatása rendkívül sokrétű. A víz gusztustalanná válik, csökken az esztétikai értéke. Ennél is hangsúlyosabb, hogy a vízhasználatokat a keletkező hatalmas mennyiségű szervesanyag lebontása nyomán előálló oxigénhiány fokozott mértékben korlátozza. Az időszakosan kialakuló tömeges algaprodukción („vízvirágzás”, vagy másik formája a planktonszíneződés) a vízi ökoszisztémák szerkezetének és működésének előnytelen megváltozásához vezet. Az esztétikai érték romlása jelentős idegenforgalmi bevételkiesést okozhat, így a védekezés/megelőzés gazdasági érdek is. A toxikus cianobaktériumok megjelenése az emberekre és az állatokra (itatók) is veszélyt jelent. Az eutrofizáció mérséklésének elsődleges eszközeként a vizekbe jutó növényi tápanyagok bejutását szükséges megakadályozni. A foszfor és nitrogén vegyületeknek számos formája (szerves és szervetlen, oldott és partikulált) fordul elő a vízi anyagforgalomban és kerülhet oda természetes és antropogén forrásokból (szennyvizekből, a vízgyűjtőről történő lefolyással és a légköri kihullásból is¹).

Az atmoszférában található nitrogén a vízbe oldódással jut be. A levegő nitrogén tartalma azonban nehezen hozzáférhető, mert a N₂ molekula hármas kötéseinek felszakításához rendkívül nagy energia befektetés szükséges. Az elemi nitrogén ezért a legtöbb élő szervezet számára közvetlenül nem hasznosítható. Kivételt képeznek az elemi nitrogén megkötésére képes egyes baktériumok és a kéalgák (más nevükön cianobaktériumok). A nitrogénkötéssel (nitrogén fixáció) az atmoszférában lévő nitrogén beépül a megkötő élőlények testének szerves vegyületeibe. Ez a biológiai nitrogénciklus első lépése (4-6. ábra).

¹ Kínában sokfelé olyan magas a légszennyezésből származó terhelés, hogy az eutrofizáció szabályozása levegőminőségi problémává kezd fajulni.



4-6. A vizek nitrogén forgalma

A kémiai reakcióknak ellenálló elemi nitrogénnel szemben a vizekben található szerves- és szervesetlen nitrogénformák egymásba alakulását döntően biokémiai folyamatok alakítják. A nitrogén körfolyamat jellegzetessége, hogy vegyületeinek oxidációs foka széles skálán, -3 -tól +5-ig terjed: a legredukáltabb az ammónia és a legtöbb szerves vegyület (-3) a legoxidáltabb a nitrát (+5). A vízben jól oldódó nitrát a legstabilabb nitrogén vegyület.

A szerves kötésű nitrogén az aminosavak, a fehérjék, a ribonukleinsav, a dezoxiribonukleinsav és számos más gyűrűs szerves vegyület alkotóeleme (Szilágyi és Orbán, 2007). A szerves anyagcseretermékeket és az élőlények elpusztult testét baktériumok bontják az aminocsoport eltávolításával, ammónia (NH_3) előállításával, mely a bakteriális lebontás legnagyobb tömegben keletkező terméke. Ezt nevezzük amonifikációnak, mely folyamat anaerob közegben is végbemegy. Az ammónium a nitrifikáció során oxigén jelenlétében nitritté, majd nitráttá alakul. A jelentős oxigénfogyasztással járó folyamat a vizek oxigén háztartása szempontjából is meghatározó: friss szerves szennyezés, mely szerves és ammónium formában tartalmaz nitrogén vegyületeket (Kjeldahl nitrogén) a víz oldott oxigénjét elvonva oxigén hiányos állapothoz vezethet. Emiatt van szükség a szennyvíztisztítás során redukált nitrogén vegyületek oxidálásának elvégzésére is.

A nitrifikáció során keletkező nitrit és nitrát az ammóniumhoz hasonlóan szervesetlen növényi tápanyagként hasznosul a vizekben, így a szervesetlen foszforral együtt felelős az eutrofizálódásért. A nitrogén vegyületek további környezeti- közegészségügyi probléma okozói is.

Az ammónia a vízben természetes körülmények között disszociált formában, NH_4^+ ionként fordul elő. A szabad ammónia és az ammóniumion aránya a pH és a hőmérséklet függvényében változik. A pH és a hőmérséklet növekedésével nő a szabad, vagyis a halakra toxikus ammónia koncentrációja. A szabad ammónia sejtmérgező, az ammóniumionnal szemben a sejtmembránon áthatol. Méregző hatása függ az oldott oxigén, szabad szén-dioxid, keménység, lúgosság értékétől is. Halakra toxikus tartomány – a halfajtától függően – 0,2–2 mg/l szabad ammónia.

A nitrogénformákhoz kapcsolódó toxikus hatás a nitrit és a nitrát okozta betegség, a methemoglobinémia, vagy más néven kékhalál szindróma (főként a csecsemőket veszélyeztette), mely a magas nitrát tartalmú víz elfogyasztásának következménye. A problémát valójában nem a nitrát, hanem a nitrit ionok okozzák. A nitrát mikrobiológiai redukció révén a béltraktusban nitritté

alakul. A nitrit a hemoglobinnal reakcióba lépve methemoglobin keletkezik, ami az oxigén szállítási gátlásához vezet, ugyanis a nitritek a hemoglobinban található vas(II)-iont vas(III)-má oxidálják, mely így oxigénszállításra alkalmatlanná válik. *Súlyos esetben* az oxigénhiány halált okozhat. A betegség különösen csecsemőkre veszélyes. A vezetékes ivóvízellátás kiépítése előtt hazánkban is komoly problémát okozott, ugyanis a települések alatti talajvíz jellemzően sokféle elszennyeződött nitráttal és így az ásott kutak vizét csak fokozott óvatossággal lehetett elfogyasztani. A nitrát ugyanis forralással nem távolítható el a vízből.

A *foszfor* az élővilág fontos építőeleme. A természetben szinte kizárólag vegyületek formájában fordul elő, természetes forrásai a foszfát tartalmú kőzetek (apatit, fluorapatit, aragonit) a készlet vége². A többi elemtől eltérően a szervezetek testében nagyobb arányban található meg, mint amennyi hozzáférhető formában a szárazföldi környezetben jelen van (és hasonló a helyzet a vízben is). Ez a magyarázata annak, hogy a foszfor természetes körülmények között leggyakrabban a biomassza növekedés korlátozó eleme (4-2. keret, 4-7. kép. A képen látható tavat egy függönnyel választották ketté. A fenti részben csak N, a lentiben N és P is rendelkezésre állt az algák növekedéséhez. A P hiányos algamentes maradt, míg az alsó rész teljesen bealgásodott.

A növények a vízben oldott állapotban lévő ortofoszfát iont (PO_4^{3-}) tudják felvenni. Ezt a formát oldott reaktív foszfornak is nevezik. Oldott állapotban található még különböző szerves foszfátok is, azonban a foszfor nagy része a vízben partikulált formában van jelen. A részecske formájában jelenlévő foszfor magába foglalja a bakteriális, növényi és állati sejtekben lévő foszfort éppúgy, mint a szuszpendált szerves részecskéket, agyagot és egyéb ásványokat. A szerves részecskékhez a foszfor adszorpcióval kötött. A fémfoszfát vegyületek formái függenek a rendszer oxidációs-redukációs viszonyaitól is. Oxidált állapotban a jelenlévő három vegyértékű vas reagál a foszfáttal, s gyakorlatilag oldhatatlan FePO_4 keletkezik, mely a rendszerből kicsapódik. A természetben oxidált körülmények között elsősorban a $\text{Fe}(\text{OH})_3$ keletkezik, és ebbe ágyazódik bele vegyes sóként a FePO_4 . Redukált környezetben a vas két vegyértékűvé alakul, ennek a foszfáttal alkotott vegyülete a $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$, amelynek oldhatósága nagyságrenddel nagyobb, mint a háromértékű vas-foszfaté, ezért visszaoldódik az oxidált formában kicsapódott foszfort. A foszfor vízi körforgalmában alapvetően a *kémiai mechanizmusok* (szorpció és csapadékképződés) dominálnak, ellentétben a nitrogénnel, melynél a biokémiai folyamatoké a főszerep (4-8. ábra).

² A Föld P készlete kimerülőben van. Európának nincsen P forrása. Ezért a P visszanyerő technológiák egyre fontosabbakká fognak válni.

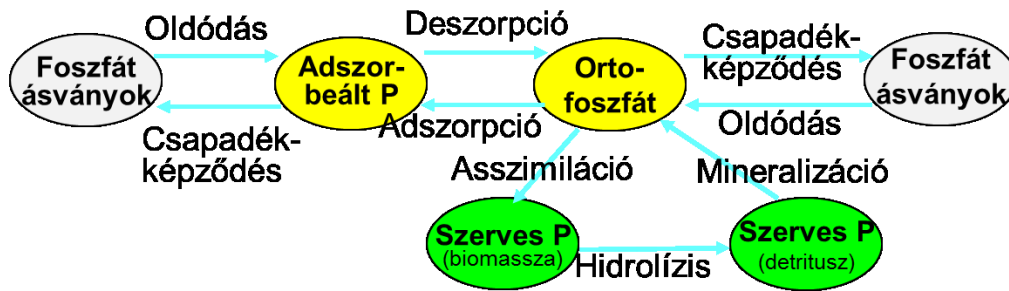


4-7. Tápanyag limitálási kísérlet (Schindler, 1974)

4-2 keret. A foszfor szerepe a tavak eutrofizálódásában

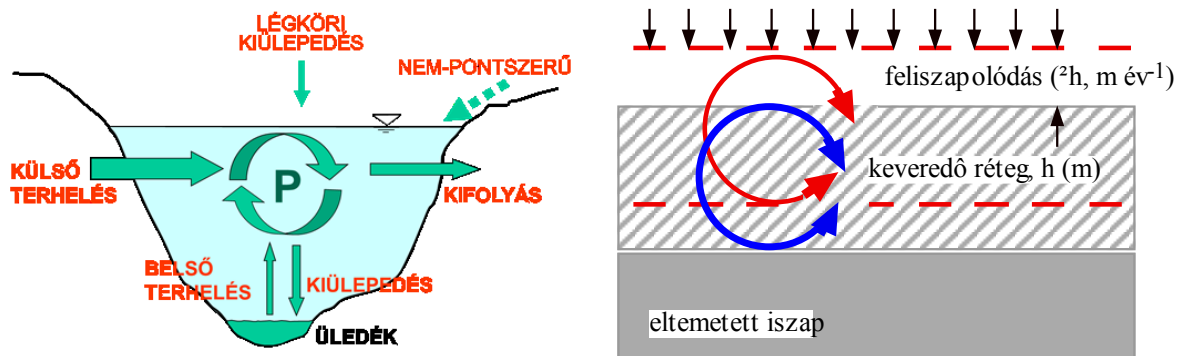
A tápanyagokkal szemben támasztott igényeket az elemek természetbeli előfordulásával összehasonlítva azt tapasztalhatjuk, hogy leggyakrabban a nitrogén- és a foszforigény haladja meg a kínálatot, így ezeknek az elemeknek a vízbe jutása az eutrofizáció elsődleges szabályozója. Az eutrofizáció több mint fél évszázados kutatása során megállapították, hogy az elsődleges termelést korlátozó tápanyag, mérsékelt övi tavakban, leggyakrabban a foszfor (Vollenweider, 1968). Schindler (1974) kanadai kis tavakon végzett kísérleteivel igazolta, hogy foszfor hozzáadásával vízvirágzás idézhető elő, de a foszforterhelés megszüntetésével a folyamat visszafordítható (5-7. kép). A foszfor eutrofizálódásban betöltött kulcsszerepe a limitálás elvével magyarázható. Liebig (1855) a műtrágyázás hatását vizsgálva kimutatta, hogy a természetett növények hozamát az a tápanyag határozza meg, amelyik a szükséges tápelem arányokhoz képest a legkisebb mennyiségben áll rendelkezésre („minimum elv”). Redfield (1958) a La Manche csatornát vizsgálva a fitoplanktonra közel állandó elemösszetételt állapított meg: $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_1$. A moláris arányt tömegarányban kifejezve közelítőleg 7:1 N:P empirikus arányt kapunk. Feltételezve, hogy a növények ugyanebben az arányban hasznosítják a vizek felvehető N és P tartalmát, 7 alatti N/P arány esetén a nitrogén limitál, 7 felett pedig a foszfor válik a növekedés korlátozójává.

A fitoplankton növekedését a rendelkezésre álló tápanyag kínálat mellett számos egyéb tényező (fény, hőmérséklet stb.) befolyásolja, a biomasszát azonban a hidrometeorológiai tényezők által biztosított határokon belül leggyakrabban a fenti két tápelem korlátozza.



4-8. A foszfor körforgása

Az állóvizekbe kerülő foszfor egy része az üledékbe jut és ott különböző módon tározódik: detritusz foszfor (holt szervesanyag foszfor), adszorbeált foszfor, okkludált foszfor (ásványokba zárt foszfor), foszforásványok (pl. apatit, vivianit). Az üledékben, különböző szorbensekhez kötődve a foszfor nagyságrendekkel nagyobb mennyiségben van jelen, mint a vízben (Herodek, 1997; Sondergaard et al., 2003) és ezáltal a belső P terhelés forrásává válik. Az üledék foszfor forgalomban betöltött szerepe különösen sekély tavak tápanyagforgalmában bizonyult alapvetőnek (Lijklema, 1986; 6. fejezet), mivel az üledék folyamatosan kapcsolatban áll a felette lévő vízoszloppal. A P vándorlását az üledék és a víz között számos fizikai, kémiai és biokémiai folyamat alakítja. Általában az üledék felső 10-15 cm-es rétege tekinthető „aktívnak” a víztér-üledék kölcsönhatásrendszerben, az ezalatt lévőt már „történelmi” rétegnek tekintik (Lijklema et al., 1986; 4-9. ábra). Ha nem lenne keveredés, az üledékből a P csak a pórusvíz és a felette lévő tóvíz közötti éles koncentrációkülönbség által létrehozott diffúzió révén jutna fel a vízoszlopba. Az üledék részecskék felkeveredésével azonban a P közvetlenül is visszajuthat a vízbe. Amikor az üledék felkeveredik, az adszorpció/adszorpció egyensúlynak megfelelően ad le (vagy köt meg) foszfátot a vízbe (vízből). Tekintve, hogy sekély tavakban a felkeveredő üledék gyakorlatilag folyamatosan kapcsolatba kerül a vízzel, Golterman (1984) szerint a víz-üledék közötti kapcsolat egyensúlyi rendszerként írható le, azaz a P terhelés az üledék P szorpció izotermájának megfelelően oszlik el a víz és az üledék között. A P felszabadításában a biológiai folyamatok is részt vesznek, elsősorban a kiülepedett alga és detritusz mineralizációja révén. Emellett a mikroorganizmusok a környezet kémiai viszonyainak megváltoztatásával is hatnak a P leadást befolyásoló jellemzőkre (Herodek, 1997). A belső terhelés pillanatnyi alakulását a vas-hidroxidhoz kötött P határozza meg, ami a redox viszonyok függvényében változik és redukzív környezetben a P leadás megnövekszik. Meszes vízű tavakban azonban a pH emelkedése kedvező hatású, mert az oldott foszfát adszorbeálódik vagy koprecipitálódik a kicsapódó CaCO_3 kristályokon. Kemény vizekben ezért a kalcium legalább olyan fontos P szabályozó elem, mint a vas. Az üledék karbonátban való dúsulása javítja az üledék szorpció tulajdonságait, megvédi a szorpció kapacitás kimerülésétől (Istvánovics et al., 1989), így szerepe inkább hosszú távon fontos: mint „tartós” szorbens, hozzájárul, hogy az üledékbe került P véglegesen kikerüljön a tavi anyagforgalomból. A vas azonban fajlagosan sokkal több P-t képes megkötni, mint a mész, így a belső terhelés hosszú távú alakításában is meghatározó szerepe van.

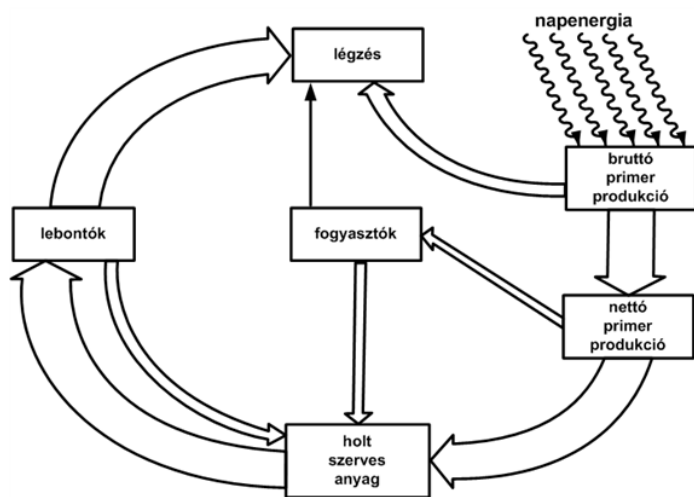


ábrán a helyes felirat:
feliszapolódás (dh, m/év)

4-9. Egy tó (balra) és üledékének (jobbra) foszfor anyagmérlege

4.1.2 Ökoszisztéma és anyagforgalom, biológiai jellemzők

Mint ezt a bemutatott két elem (nitrogén és foszfor) körfolyamatából is már láttuk, a biológiai anyagforgalom az élettelen környezet és az élővilág közötti anyagcsere következményeként jön létre. A különböző elemek biogeokémiai ciklusainak közös, általános tulajdonsága, hogy az energia, melyet a Nap sugárzása biztosít, csak egy irányban halad át a rendszeren, miközben fokozatosan elhasználódik az élővilág által (4-10. ábra). Első lépésben a termelő (producens) szervezetek felépítik a szerves anyagot, melyet a fogyasztók (konzumensek) használnak majd végül az elhalt élőlényeket és az anyagcsere termékeiket lebontó (reducens) szervezetek zárják a kört. A körforgás során változik az elemek kötése és oxidációs állapota (Szilágyi és Orbán, 2007).



4-10. Ökoszisztémák anyagforgalmi folyamatai és energiaáramai

A heterotróf szervezetek tehát a szénforrásként felhasznált szerves anyagból oxidációval nyerik az energiát. Az energiaszerzés alternatívája, mikor a mikroorganizmusok oxigén helyett más terminális elektron akceptort, például nitrátot (NO_3^-), szulfátot (SO_4^{2-}), ferrivasat (Fe^{3+}), karbonátot (CO_3^{2-}), esetenként szerves savakat használnak (lásd korábban is, Csizmarik, 2011). Mivel ezen anyagok redoxpotenciálja kisebb, mint az oxigéné, a felszabaduló energia is kisebb. Azonban az alternatív

elektron akceptorok használata lehetővé teszi a mikroorganizmusok számára olyan anoxikus környezetek kihasználását is, ahol nincs jelen oxigén.

Az élővilág azonban nem csak fogyasztója, hanem forrása is az oxigénnek. A fotoszintézis során a vízben oldott széndioxidból és vízből szervesanyag képződik, melynek leegyszerűsített egyenlete:



Ez a reakció fényenergiával működik, energiaigénye 1991 kJ minden mol képződött hexóz után (Szilágyi és Orbán, 2007). A fotoszintézisből származó oxigén a víz bomlásából származik. A vizekben a fitoplankton felelős a legnagyobb mennyiségű O_2 termeléséért, mivel a klorofill döntő része az algákban található. Sekély állóvizekben a fitoplanktonokat felülmúlhatják a makrofiták és a rögzült (bevonaton élő) algák. Kis patakokban pedig a perifiton szerepe a döntő a biológiai produkcióban (Szilágyi és Orbán, 2007).

A biológiai anyagforgalom jellemzésén alapuló vízminősítés a vízi ökoszisztéma anyagforgalmát jellemzi, annak esetleges torzulásaira mutat rá. Az első hazai biológia vízminősítést Felföldy Lajos alkotta meg (Felföldy 1974), aki a felszíni vizek tulajdonságait négy tulajdonság csoportba sorolta: trofitás, szaprobitás, halobitás és a toxicitás. Ő a felsorolt tulajdonság csoportokhoz paramétereket és hazai vizeink minősítésére alkalmazható osztályhatárokat rendelt. Az újdonsága és nagyszerűsége ennek a minősítő rendszernek az volt, hogy ökológiai szempontokat vett figyelembe, és nem az emberi vízhasználat szerint minősített.

A *halobitás* víz biológiai szempontból fontos szervesanyagok kémiai tulajdonságainak összessége. A halobitás jellemzésére az összes sótartalom, a szervesanyag ionok mennyisége, vagy az elektromos vezetőképesség szolgál. A halobitás víztípusonként eltérő, értékét alapvetően a vízgyűjtőt alkotó alapkőzettől és a mederanyag összetételétől függő háttérkoncentráció (geokémiai háttérterhelés) adja, de a vízháztartás is befolyásolja.

A *trofitás* az elsődleges szervesanyag termelés mértéke. Alapja a fotoszintézis, amelyhez fény, szervesanyagok, megfelelő hőmérséklet és klorofill tartalmú növényzet (alga, hínár) szükséges. A vizek trofitásának leggyakrabban használatos mérőszáma a biomassza *a-klorofillban* (Chl-a) kifejezett koncentrációja. További indikátorok az elsődleges termelés, a fitoplankton összetétel vagy a rendelkezésre álló növényi tápanyagok mennyisége.

A *szaprobitás* a vízben lévő holt szerves anyagok lebontásának mértékét jellemzi. A szaprobitás a heterotróf vízi szervezetek számára táplálékul alkalmas, nem mérgező, biokémiaiilag lebontható szerves anyagok mennyiségétől függ. A szaprobitás meghatározására a vízkémiai paraméterek közül a biológiailag bontható szervesanyag tartalmat (BOI_5) és az oldott oxigén koncentrációt használjuk, de meghatározása a biológiai indikátor szervezetek alapján is lehetséges, pl. az indikátor szervezetek relatív gyakoriságából számítható Pantle-Buck index.

A *toxicitás* a víz mérgezőképessége, ami a toxikus anyagok jelenlététől függ és a vízi élőlények aktivitás-csökkenését okozza, súlyosabb esetben pusztulásukhoz vezet. A toxikus anyagok származhatnak külső forrásokból (az emberi tevékenység által a vizekbe bocsátott mérgezőanyagok), vagy keletkezhetnek a vízben élő szervezetek működése révén (például baktériumok, vagy toxintermelő kéalgák). Az élőlények által termelt mérgezőanyagok maradhatnak a sejten belül

(endotoxinok), vagy kiválasztódhatnak a vízbe (exotoxinok). A toxicitás meghatározását különböző biológiai tesztekkel (baktérium-, alga-, Daphnia-, hal-, csíranövény-teszt) végzik.

A főként kémiai paraméterek meghatározásán alapuló biológiai vízminősítés ma már elavultnak tekinthető. Ennek oka elsősorban az a tény, hogy az ökológiai állapotról az anyagforgalmi jellemzők csak követett módon adnak információt. Amikor egy víztér biológiai állapotára vagyunk kíváncsiak, kézenfekvő, hogy közvetlenül az abban található élővilágot vizsgáljuk, hiszen az ott lévő élővilág tükrözi le leginkább az állapotot. A biológiai minősítés tárgyát így ma már elsősorban a tavi és folyami életközösségek felmérésén alapuló vizsgálatok képezik, melyek a vízi ökoszisztéma társulásaira terjednek ki:

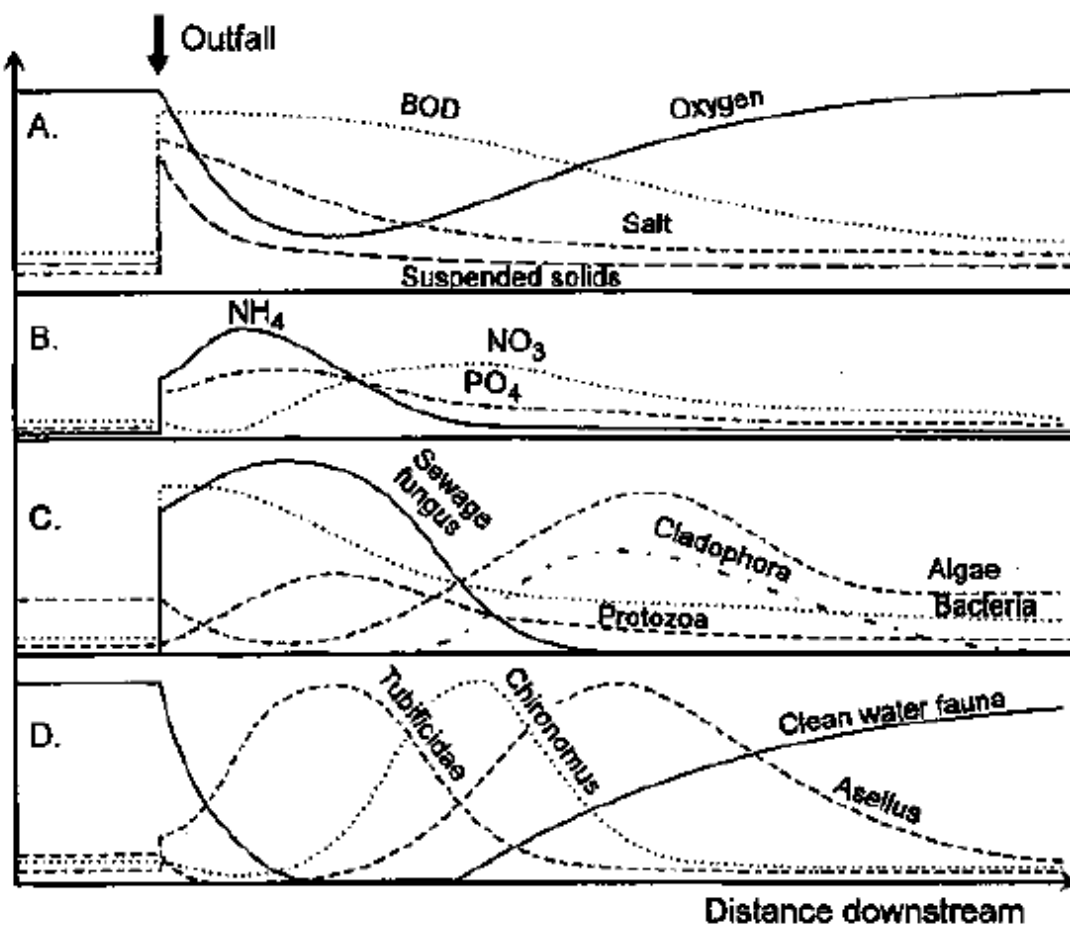
- bakterioplankton,
- fitoplankton,
- élőbevonat algák,
- magasabbrendű vízinövények (makrofita),
- zooplankton (egysejtűek, kerekesszék, kistrákok),
- makroszkópikus vízi gerinctelenek (csigák, kagylók, piócák, rákok, kérészek, stb.),
- halak.

A felmérés során meghatározzák az adott élőhelyre jellemző faji összetételt, mérik az egyes fajok gyakoriságát és az összes biomasszát, bizonyos esetekben a korösszetételt (halak), számítják a diverzitást. Az egyes élőlény csoportok más-más felmérési módszert igényelnek. A vizsgálatok közös jellemzője, hogy a minősítés alapja általában valamely karakter fajok (indikátorok) jelenlétének vagy éppen hiányának kimutatásán alapul. Ezek olyan élőlények, melyek érzékenyen reagálnak a környezeti tényezők megváltozására, ezért a különböző behatásokat (elsősorban emberi hatásokat) jól mutatják. A minősítéshez élőlény-csoportonként különböző indexeket alkalmaznak az állapot kvantitatív jellemzésére. A biológiai minősítés nem szükségszerűen terjed ki az összes élőlénycsoportra. A VKI például – némileg önkényesen – öt élőlény együttest jelölt ki alkalmazásra (ebből 3 flóra és 2 fauna, 4-3 keret).

A biológiai monitoring előnye a hagyományos, fizikai-kémiai jellemzők vizsgálatára alapuló monitoringgal szemben, hogy a mérések során nem csak a mintavételkor állapotáról kapunk információt. Az élővilág az adott élőhelyet integráltan jellemzi, hiszen az összes behatásnak (beleértve a múltbeli hatásokat is) ki van téve, míg egy-egy vízminta analitikai elemzésének eredménye csak a pillanatnyi állapotot tükrözi. A biomonitoringnak „emlékezete” van, melynek hossza a mintázott élőlény generációs idejével mérhető. Ráadásul a biológia sokkal érzékenyebb, a kémiai minőségben esetleg ki sem mutatható terhelésre is reagál, ugyanakkor a regeneráció időszükséglete miatt a terhelés megszűnésének hatását is késleltetve jelzi. Az értékelésnél azonban hátrányt jelent, hogy az élővilág által tükrözött állapotból nem minden esetben lehet visszakövetkeztetni az állapot romlásért felelős okokra (emberi hatásokra, vagy másként, hivatkozva az 5. fejezetre a beavatkozás alapjául szolgáló „válaszfüggvény” bizonytalan). Általában a táplálékláncon belül a magasabb szerveződési szinten lévők jelzik leginkább intergáltan a hatásokat (pl. halak). Ismert, hogy a növények a tápanyagterhelést, a makroszkópikus gerinctelenek a szerves szennyezést jól jelzik, de mindkét élőlénycsoport érzékenyen reagál a hidromorfológiai hatásokra is. A minősítő módszerek finomításának célja, hogy az emberi hatásokat (az élővilágra ható „stresszorokat”) szelektíven jelezni képes, ún. multimetrikus indexeket fejlesszenek a biológiai állapot

jellemzésére. Ily módon a vizek állapota és az annak kialakulásáért felelős tényezők kapcsolatba hozhatók, ezáltal a beavatkozások tervezhetőbbé válnak.

Az élőlénycsoportok meghatározásán alapuló biológiai vízminősítés gyakorlati alkalmazásának elsősorban Európában (Németországban és az Egyesült Királyságban) van nagy múltja, mely a 20. század legelejéig nyúlik vissza. A biológiai vizsgálatok szükségességének felismerése a városi csatornázással megjelenő pontszerű szennyvízterheléssel (3. fejezet) egyidős. Kolkwitz and Marsson (1902) mutattak rá elsőként arra, hogy a szennyvízzel terhelt folyókban az élővilág megváltozása jelzi a hatásokat (4.11 ábra) és javasolták a bióta vízminősítésben való gyakorlati alkalmazását. A legelső, makrogerinctelen vizsgálaton alapuló szaprobitás index – mely Közép-Európában széleskörű alkalmazást nyert – Pantle és Buck (1955) nevéhez fűződik és a kommunális szennyvízhez kötődő szerves szennyezés folyóbeli biodegradációjának jellemzésére szolgál. Később számos továbbfejlesztett változata is megjelent, elsősorban Németországban és az Egyesült Királyságban, majd Franciaországban és a Benelux államokban is elterjedt. A planktonikus algák és az élőbevonat mintázására is fejlesztettek módszereket már a 20. század második felében (Chapman, 1992), elsősorban az eutrofizáció jelzésére. A bioindikátorok alkalmazásának gyakorlatában szerzett több évtizedes tapasztalat vezetett ahhoz, hogy a 2000-ben hatályba lépett Víz Keretirányelv közösségi szintre emelte és a vizek állapotértékelésének kötelező elemévé tette az élőlénycsoportok fajsintű felmérésén alapuló ökológiai minősítést. A tradíciók ellenére a biológiai módszerek beavatkozások tervezésére történő alkalmazhatósága – különösen a hazánkban is jellemző hiányos monitoring esetén – számos bizonytalansága miatt korlátozott.



4-11. Biológiai jellemzők folyásirány menti változása szennyvízzel terhelt folyószakaszon

4.1.3 Szeretlen és szerves mikroszennyezők a vízben

A klasszikus vízszennyezési problémák felismerésével és megoldásával a vízi környezeti kutatásokban az elmúlt néhány évtizedben jelentős átrendeződés figyelhető meg. A változások elsősorban annak tudhatók be, hogy az analitikai módszerek fejlődése egyre több olyan, a vízi környezetben potenciálisan előforduló, antropogén tevékenységekhez kötődő mikro- és nanoszennyező kimutatását teszi lehetővé, melyek jelenlétéről korábban nem volt tudomásunk, vagy a hatások mértéke volt ismeretlen (pl. bőrgyári Cd szennyezések).

A mikroszennyezők vízi környezetbeli előfordulásához kötődő problémák felismerése óta (pl. higanyszennyezés okozta Minamata-kór, 1. fejezet) az antropogén tevékenységhez kötődő anyagáramokban környezeti kockázatot jelentő anyag csoportok köre (toxikus fémek, perzisztens szerves szennyezők (Persistent Organic Pollutant - POP), patogén kórokozók) jelentősen kibővült. A felismerést a szabályozás is követi az emberre és a környezetre történő veszélyesség alapján meghatározott küszöbértékek és kockázati tényezők megállapításával (pl. karcinogén, mutagén, terratogén hatás). A WHO ivóvíz minőségi ajánlásának listáján jelenleg 144 kémiai anyag(csoport) szerepel (WHO, 2017). A POP anyagok nemzetközi szabályozását megalkotó Stockholmi Egyezmény 2004-ben életbe lépő POP listájára került 12 vegyület, vegyületcsoport, köztük klórozott növényvédőszer, ipari segédanyagok és ipari tevékenységek során keletkező mérgező szennyezők. A kezdeti 12-es listát azóta már három alkalommal módosították, újabb növényvédő szerekek és ipari segédanyagként is használt égésgátlókkal egészítették ki.

A Víz Keretirányelv (VKI) életbe lépését követően az EU jogszabályi szinten kiemelte a vízi környezetben legjelentősebb kockázattal bíró elemeket és vegyület-csoportokat (elsőbbbségi és elsőbbbségi veszélyes anyagok) és az ezekre vonatkozó környezetminőségi határértékeket (*Environmental Quality Standard, EQS*) irányelvben szabályozta (2008/105/EK). Az irányelvben rögzített 33 anyag(csoport)ot tartalmazó listát 2013-ban (2013/39/EK) további 12 komponenssel bővítették (köztük a Cipermetrin, mely ma is használatos növényvédőszer és a PFOS³ vegyületek), néhány anyag esetében pedig szigorították a határértékeket (pl. egyes PAH vegyületek, az ólom és a nikkell). Az irányelvben megadott anyagokra a tagállamoknak monitorozást kell folytatniuk. Felismerve, hogy az anyagok egy része természetéből adódóan (adszorpciós hajlam) a vízfázisból csak nehezen mutatható ki, a monitoringot az ún. teljes mátrixra, azaz a víz fázisra, az üledékre és a biótában végzett vizsgálatokra is kiterjesztették (anyagonként meghatározva a reprezentatívnak tekinthető fázist).

2015-ben az Európai Unió egy ún. megfigyelési listát („watch list”) is kiadott, mely a tagállamok jövőbeli feladataként további paraméterek bevonását irányozza elő és javasolja monitorozásra. A listán többek közt gyógyszermaradványok (diklofenák és három antibiotikum) is szerepelnek. A gyógyszerek és azok metabolitjainak környezeti megjelenését és élettani hatásait fokozott

³ A perfluor-alkilezett vegyületek (perfluoroktán szulfonát és származékai, PFOS) széleskörű alkalmazása víztaszító tulajdonságuk és stabilitásuk miatt terjedt el (felületkezelés, textíliák, égésgátló). Toxikus és karcinogén hatásuk miatt gyártásukat egy 2006-os uniós rendeletben korlátozták, azonban a jelentős használat miatt a kommunális kibocsátásokhoz kötődő mikroszennyezőként jelen vannak a vizekben (Lindim et al., 2015).

figyelemmel kíséri a tudomány. A potenciális veszélyt az adja, hogy a gyógyszerek jelentős része kiválasztás útján távozik a szervezetből, ami az egyre növekvő gyógyszerfogyasztással fokozott környezet terhelést jelent. A láz- és fájdalomcsillapítók, szteroidok, fogamzásgátlók és más hormonkészítmények, továbbá az antibiotikumok a természetes vizekből és az ivóvizekből csak elvétve mutathatók ki, a szennyvizekben való előfordulások azonban már régóta ismert.

A mikroszennyezők terén tehát most egyértelműen a monitoringé a főszerep. Az analitika fejlődése tette lehetővé, hogy a vízi környezetbe bekerülő anyagokat egyre kisebb koncentrációban detektálni lehessen. Ez fokozza érdeklődésünket, tekintve, hogy ha az anyag jelenléte már kimutatható, akkor az ökológiai, humán toxikológiai hatás is megállapítható és ez a szabályozási igényt is maga után vonhatja. A szabályozás alatt álló anyagoknál pedig a pontosabb koncentráció meghatározás (alacsonyabb LOQ – Limit of Quantification) és detektálási küszöb (LOD – Limit of Detection) egyre szigorodó határértékek alkalmazását teszi lehetővé. Ez egyfelől kívánatos, hiszen azoknál az anyagoknál, melyek veszélyessége ismert, a cél a teljes kivonás és a környezeti koncentráció minimalizálása ellenőrizhető módon. Másfelől azonban felvetődik a kérdés: vajon képesek-e a meglévő monitoring rendszereink a mikroszennyezők egyre szélesedő körének detektálására? A válasz jelenleg többnyire nemleges, a legtöbb európai országnak komoly kihívást jelent a vizsgálatok elvégzése.

A jelenlegi fejlesztési irányokat tekintve az analitikai módszerek folyamatos korszerűsítése mellett számos kutatás foglalkozik a veszélyes anyagok szennyvíztelepeken történő eltávolíthatóságával és a szennyvíztisztítási technológiák hatékonyságának kérdésével (Fürhacker et al., 2016). A veszélyes anyagok meghatározó hányada jelenik meg a városi szennyvíztelepeken a háztartási használatból (például gyógyszerek és kozmetikai szerek, gyújtónevükön PPCPs, a ftalátok és a már említett PFOS vegyületek), a közcatornába vezetett ipari kibocsátásokból és a városi csapadékvíz lefolyással közvetítve (pl. PAH-ok, biocidok és peszticidek). Ebből következik, hogy a környezetbe jutó terhelés csökkentésének hatékony eszköze lehet a szennyvíztisztításban bevezetett ún. negyedik fokozat, ami a mikroszennyezők eltávolítását jelenti. Ez leggyakrabban az iszapkor növelésével és membrán technológiák alkalmazásával valósítható meg. A biológiai tisztítás során a hidrofób tulajdonságú veszélyes anyagok (ez a szabályozással érintettek kétharmada) a szennyvíziszapba kerülnek és ezáltal annak további felhasználását akadályozzák. Jelenleg nincs igazán hatékony technológia az anyagok iszapvonalon történő leválasztására. Ígéretesek a veszélyes anyagok eltávolítása terén az ivóvíztisztításban is alkalmazott oxidációs eljárások (ózon, klórozás, UV, hidrogén-peroxid). Az alkalmazással azonban óvatosan kell bánni a folyamat során keletkező melléktermékek miatt (melyek esetenként veszélyesebbek a kiinduló vegyületeknél). További alternatíva az adszorpció (pl. aktív szén szűrők) és sikeresen alkalmazhatók a membrán technológiák (fordított ozmózis és nanoszűrés) is a mikroszennyezők eltávolítására. Mindkettőnél gondot jelent a szorbensen, membránon felhalmozódott anyagok elhelyezése.

A klasszikus felosztást követve, a szerves mikroszennyezők közé tartoznak a *nehézfémek*. Általában az 5000 kg/m³-t (más források szerint 4000 kg/m³-t) meghaladó sűrűségű fémeket és ötvözeteiket tekintik nehézfémeknek, de ide sorolják az egyes félfémeket is, pl. az arzént. Mivel egységes definíció nincs, helyesebb a *toxikus fémek* elnevezés használata, mely a környezeti hatásuk miatt fontos fémek gyűjtőneve. Általában a fémes tulajdonsággal bíró nehézfémek (fémek és ötvözeteik, félfémek) tartoznak ebbe a körbe (higany, kadmium, ólom, nikkel, króm, réz, cink, arzén), de a definíció nem a sűrűség, hanem a mérgezőképesség szerint határolja le a toxikus fémek körét.

Így ide sorolható a kisebb sűrűségű alumínium is. Az élőlényeknek különböző mértékben, általában kis mennyiségben szükségük van egyes nehézfémekre, ilyenek például a vas, cink, réz, kobalt, mangán, molibdén. Azonban a higany, az ólom, a plutónium, kadmium és a króm mérgezőek, az élő szervezetben felhalmozódnak és súlyos betegségeket okoznak. Veszélyességüket nagymértékben befolyásolja az oldhatóságuk. Természetes körülmények között általában oldhatatlan csapadék formájában találhatók meg a természetben. A fémek mobilitását a pH és a redox potenciál változása befolyásolja. A vízminőség-védelemben ezért a környezetminőségi határértékeket (EQS) általában a szűrletben mért mintára adják meg (oldott fémek).

A szerves mikroszennyezőknek rendkívül nagy száma ismeretes. Az ide tartozó vegyületeket a kémiai összetétel és ezzel összefüggésben lévő tulajdonságaik alapján (4-1. táblázat), vagy a felhasználási területük szerint (ipari oldószerek és gyártási segédanyagok, mezőgazdasági kemikáliák, gyógyszerek, detergensek, stb.) is csoportosíthatók.

4-1. táblázat. Szerves mikroszennyezők típusai, jellemző tulajdonságaik és hatásaik (Oláh és Rása, 2017 alapján) Az eltávolíthatóság szempontjából jellemző tulajdonságok: (1) – adszorpcióra hajlamos, (2) - könnyen illó, levegőztetéssel vízből kihajtható; (3) – biológiailag nehezen bontható, 4 – kicsapatással eltávolítható; Hatások: (1) – humán toxikológiai kockázat, (2) – hormonháztartást zavaró, (3) – íz és szagrontó, (4) – biocid.

Vegyület (csoport)	Tulajdonság	Hatás
Alifás szénhidrogének (TPH)	1	1, 3
Halogénezett alifás szénhidrogének (diklóretilén, diklóretán, triklóretilén, kloroform stb.)	2, 3	1, 3
Benzol és alkil-benzolok (BTEX) (benzol, toluol, xilol, i-propil benzol, i-propil toluol stb.)	1, 2, 3	1, 3
Poliklórozott bifenilek (PCB)	1	1, 2, 3
Halogénezett aromás szénhidrogének (klór-benzol származékok)	3	1, 3, 4
Fenolok és fenol-származékok	2, 3	1, 3
Policiklikus aromás szénhidrogének (PAH) (naftalinok, antracén, fluoantracén, pirén, benzpirén, krizén stb.)	1	1, 3
Poliklórozott dibenzo-dioxinok és dibenzo-furánok (PCDD/F)	1, 3	1, 2
Anionos, kationos és nem-ionos tenzidek	1, 3	3, 4
Szerves foszforsav-észterek	3	1, 4
Merkaptánok, szerves szulfidok	1, 2	1, 3
Amin-vegyületek: dimetil-amin, dimetil formamid	1, 2	1, 3
Aldehidek, fertőtlenítőszeres és ketonok (metil-etil keton)	1, 3	1, 3, 4
Ftalátok, biszfenol	1, 3	1, 2
Perfluor-alkilezett vegyületek (PFOS, PFOA)	1	1
Szerves savak (humin, fulvo- és ligninszulfonsav	1, 4	3
Algatvekenységből származó metabolitok	4	1, 3

4.2 Vizeink minősítése és a monitoring rendszer

4.2.1 Vízminősítés módszerei

Az eddigiekben a vízminőség meghatározására alkalmas állapotjellemzőket ismertettük. A minősítést mindig valamilyen szempontrendszer szerint végezzük el, melynek során az állapotjellemzők mért értékei, illetve abból származtatott eredmények (például átlagos vagy adott tartósságú koncentrációk, biológiai minősítés esetén a számított indexek értékei) valamely adott célhoz rendelt skálán viszonyíthatók. A vízminősítési rendszerek tehát egyfajta normatívák, melyek szerinti megfelelést vizsgálni tudjuk. A gyakorlatban kétféle, egymástól alapelvében különböző megközelítésmód alkalmazása terjedt el: az *antropocentrikus* és az *ökológiai szemléletű minősítés*. Antropocentrikus, vagyis emberi vízhasználat szerinti minősítés során azt vizsgáljuk, hogy az adott víz tulajdonságai megfelelők-e egy adott vízhasználati cél (pl. ivás, fürdés, öntözés, ipari technológia) szempontjából. Az ökocentrikus szemlélet nem a vízhasználatok szerinti „alkalmasságot” veszi alapul, hanem a víz ökológiai állapotát önmagában vizsgálja. Ezt a megközelítésmódot képviseli az *EU Víz Keretirányelve* (VKI), melyben célkitűzésként *a vizek jó állapotának elérését fogalmazták meg*⁴. A VKI értelmezésében a viszonyítási alapot a vizek antropogén hatásoktól mentes, ún. zavartalan állapota jelenti, melyben a szennyező-anyagok koncentrációja megfelel a természetes háttérértékeknek és a biológiai, hidrológiai és a morfológiai jellemzők nem jeleznek emberi beavatkozást. Ez a referencia állapot, melyhez tartozó jellemzők értékeit víztípusonként szükséges definiálni, a minősítés során pedig a referenciára jellemző értékektől való eltérés mértékét vizsgáljuk. Azonban valójában ez az ökológiai szemléletmód sem függetleníthető az antropocentrikus megközelítésmódtól, hiszen kimondható, hogy az emberi vízhasználatok hosszú távú kielégítésének is alapfeltétele a vízi ökoszisztémák egészséges állapotban tartása.

A Víz Keretirányelv egységes szemléletű, ökológiai alapokon nyugvó, a vízi ökoszisztémák védelmét előtérbe helyező minősítési rendszert vezetett be, melyet a VKI V. melléklete és az ECOSTAT útmutató pontosan rögzített (OVF, 2015, 4-3. keret, 4-12. ábra). 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.

A VKI-ban alkalmazott szemléletmód gyökeresen eltér a korábbi gyakorlattól, melyben az országos (nemzeti) szabványok alapján végzett állapotértékelést többnyire csak tájékoztató jelleggel készítették el. Tekintve, hogy 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/intézkedéseken keresztül – komoly gazdasági következményei is vannak.

4-3. keret. A VKI felszíni vizekre vonatkozó ökológiai és kémiai állapotértékelési módszere

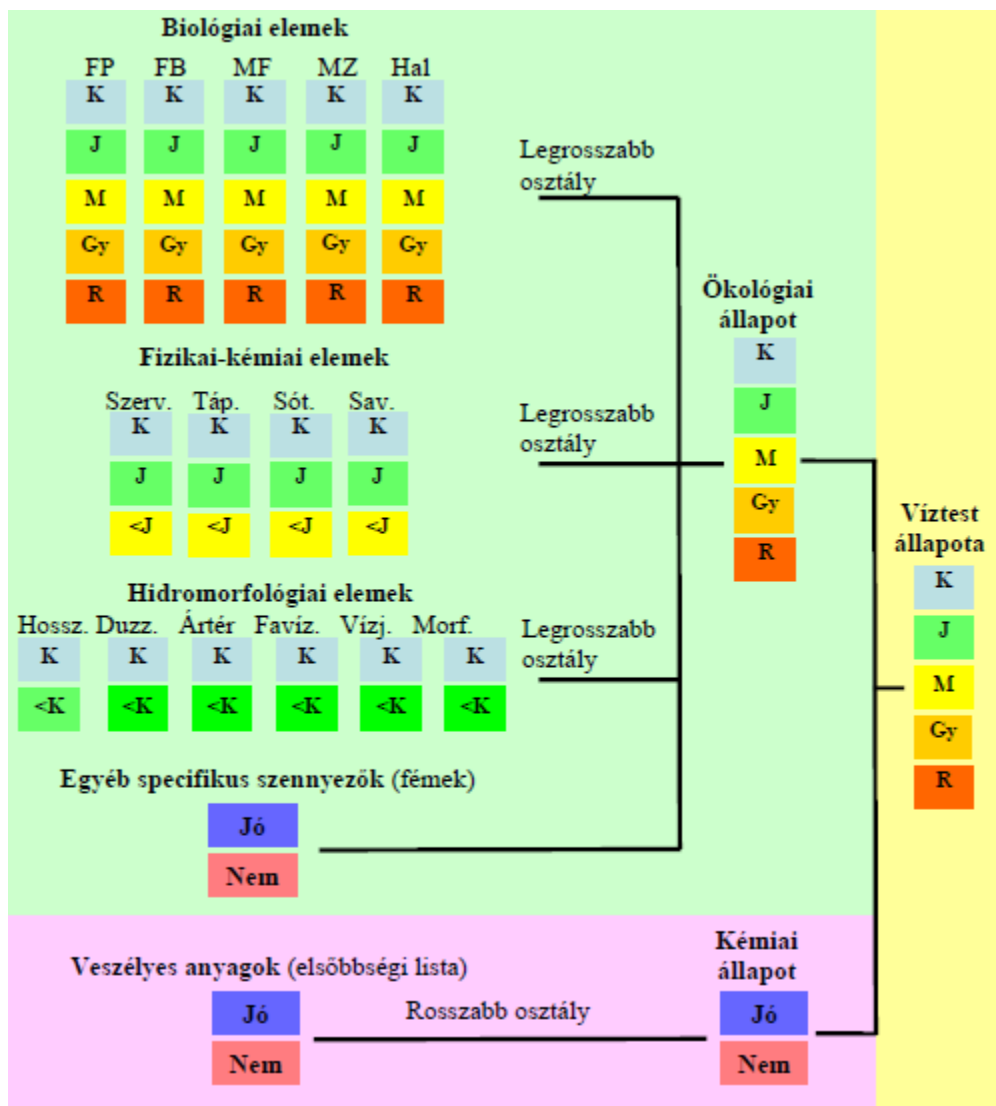
Az értékelés alapját a VKI-ban és a kapcsolódó útmutatókban előírt, közösségi vagy nemzeti szinten rögzített minősítési módszerek képezik. Az osztályozás az úgynevezett környezet minőségi arány (Environmental Quality Ratio, EQR) alapján történik, melyben a viszonyítási alapot a zavartalan állapotra jellemző, víztípusonként eltérő referencia állapot jelenti. A kiváló állapot lényegében a referencia viszonyoknak felel meg. A többi négy osztályt (jó, mérsékelt, gyenge, rossz) a referencia viszonyoktól való egyre nagyobb eltérés jellemzi, a skála alsó végét a szennyvizekre jellemző vízminőség jelenti. A minősítés teremti meg a kiindulási alapot a vizek „jó ökológiai állapotának” eléréséhez szükséges intézkedési programok meghatározásához. A tervezés a vízminőség-szabályozásban jól ismert „DPSIR” (hajtóerő-terhelés-állapot-hatás-válasz) logikát

⁴ A felszíni vizekre jó kémiai és ökológiai, a felszín alatti vizekre jó mennyiségi és kémiai állapot kell elérni a VKI szerint.

követeli meg, mely előírja az állapotértékelés során feltárt problémákat okozó terhelések beazonosítását. Az intézkedéseknek az állapot romlásért felelős jelentős terhelésekre kell irányulnia.

A korábbi, országonként is nagymértékben különböző minősítés hagyományával szakítva a vizek állapotának jellemzéséhez részletes, fajlistás felmérést igénylő biológiai mutatók (öt 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. ökorégiókhoz 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 intézkedések hatása közötti kapcsolat ma még nem kellően megalapozott. Ez pedig alapjaiban kérdőjelezi meg a tervezés sikerét.

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, vagyis minden esetben a legrosszabb osztályba sorolás eredményét tekinti mértékadónak. Annak érdekében, hogy a minősítés eredményi összevethetők legyenek, az ökológiai állapotra vonatkozó osztályhatárok megállapítására az unió nemzetközi interkalibrációt folytatott le a tagállamok között.



K-kiváló, J-jó, M-mérsékelt, Gy-gyenge, R-rossz; <J – jónál rosszabb; <K – jó, vagy annál rosszabb

4-12. A VKI felszíni vizekre vonatkozó minősítési módszere (OVF, 2015)

4.2.2 Vizeink állapotának megfigyelését szolgáló monitoring rendszer

Vizeink minőségének alakulását közel fél évszázada követhetjük rendszeresen nyomon. Az EU csatlakozást közvetlenül megelőző időszakban az MSZ 12749:1993 számú 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. Az országos vízminőségi törzs- és regionális hálózat a jelentősebb vízfolyásokat és állóvizeket fedte le, mintegy 240 mintavételi helyen, általában kétheti gyakorisággal történtek a mintavételek.

A VKI bevezetése felszíni vízminőségi észlelő rendszerünk jelentős átalakítását tette szükségessé. Az állomások száma és a vizsgált jellemzők köre kibővült, ugyanakkor a VKI monitoring rendszer

tervezésekor a folyamatos forráshiány miatt a vizsgálandó jellemzők számának jelentős növelése sajnálatosan a mintavételi gyakoriság rovására történt. Az alaphálózatban (melynek állomás száma a korábbi törzshálózathoz képes közelítőleg a felére csökkent) a kétheti észlelést havi mérések váltották fel, hosszú adatsorok szakadtak meg. Az úgynevezett operatív pontokon (melyek száma jelentős) pedig csak szezonális mérések folynak, ami nem teszi lehetővé sem a megbízható minősítést, sem az állapotért felelős okok meghatározását. Belátható, hogy a kettős cél együttesen nem – vagy csak jelentős erőforrás növeléssel - valósítható meg, a monitoring hálózat térbeli expanziója mellett az időbeli változékonyság nyomon követésének lehetősége elvesz a mintaszámok drasztikus csökkenése miatt.

A legnagyobb változás a biológiai monitoring területén állt elő. Több élőlénycsoportra kiterjedő rendszeres jellegű biológiai monitorozás – a tagállamok többségéhez hasonlóan – Magyarországon a VKI bevezetéséig nem folyt, a biológiai vizsgálatok csak célirányosan, egyes vizekre és élőlénycsoportokra korlátozódnak történtek. Ebből adódóan teljesen új módszereket kellett létrehozni az elméleti kidolgozástól a gyakorlati megvalósításig.

A kémiai komponenskör bővítése a veszélyes anyagok vizsgálata miatt újabb kihívást jelent. A hazai monitoring rendszer a 90-es évek kezdete óta terjed ki a vizekben előforduló néhány mikroszennyező (toxikus fémek, olajszármazékok, néhány növényvédőszer) rendszeres vizsgálatára. Az akkori komponenskör messze elmaradt a mostani kívánalmaktól és a mérések megbízhatósága is alacsony volt. Több esetben gondot okoz, hogy az elérhető méréshatár (LOQ) a már érvényben lévő környezetminőségi határértékek közelében, vagy afelett volt, ebből adódóan a mérési eredmények nem voltak értékelhetők. A veszélyes anyagok monitorozásában hatalmas a lemaradásunk, az unió által előírt komponenskör vizsgálatát a laborok (többek közt műszerezettség hiánya miatt) nem tudják teljes körűen teljesíteni. Az intézményi háttér folyamatos átszervezései pedig szinte ellehetetlenítik a monitoring rendszer működését, annak informatikai (adat áramlás és adatbázis) háttérét is beleértve.

4.2.3 Vizeink minősége az észlelések kezdetétől napjainkig

Láttuk tehát, hogy a minőség nem önmagában, hanem mindig valamiféle *viszonyítási rendszerben* értékelhető. Ma ezt a mércét a természetes vizek esetében a VKI által megteremtett komplex ökológiai minősítő rendszer jelenti, melyhez az állapot értékelésének alapját a rendszeres észlelési eredmények képezik. De milyen állapotot is mutatnak az elmúlt évtizedben gyökeresen átalakított monitoring rendszerből kinyerhető adatok?

A múlt

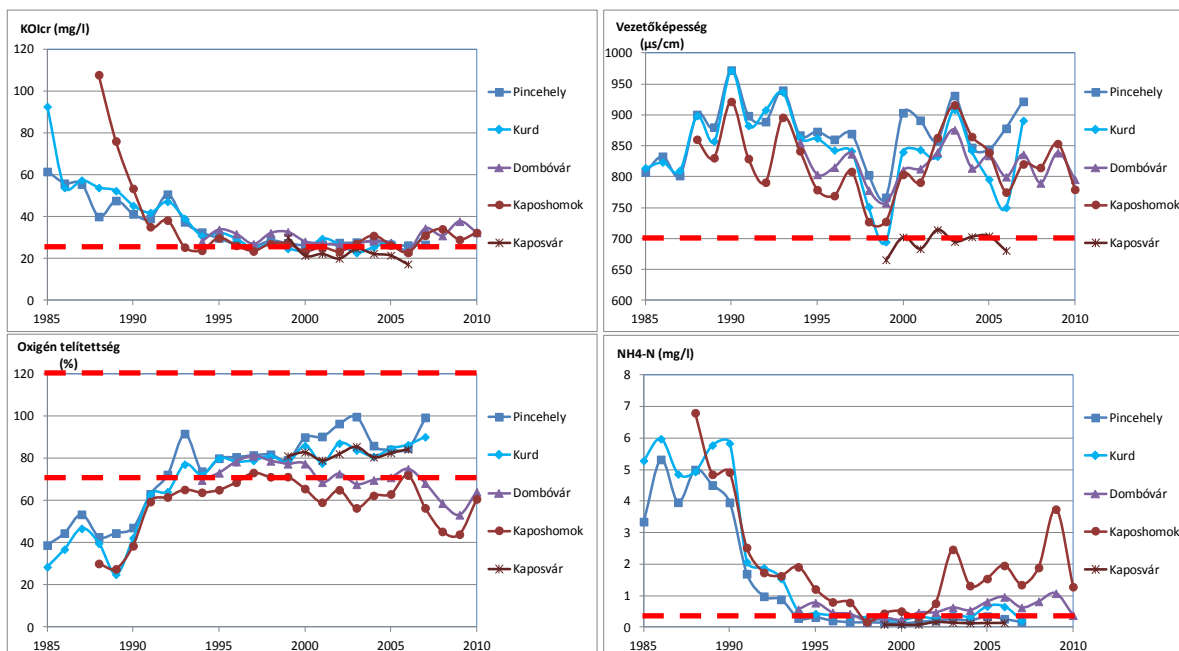
Mielőtt a jelent bemutatnánk, tekintsünk vissza a múltba, hiszen hazai folyóink és tavaink minőségét mintegy fél évszázada követhetjük nyomon. Az évtizedes léptékű változások első állomásaként, a hatvanas évektől nagyjából a nyolcvanas évek derekáig tartott az az időszak, amikor vizeinket alaposan elszennyeztük. A rendszerváltást követő évek számottevő kedvező változást hoztak: a gazdasági átmenet és a szennyvíztisztító telepek építése, továbbá a tiszta technológiák elterjedése általános javuláshoz vezetett. Egy korábbi elemzés szerint (Somlyódy és Hock, 2002) 1988-1997 között országos átlagban 20 év alatt a *kémiai oxigénigény 17 %-kal csökkent*. Az átlagosnál lényegesen nagyobb volt a javulás a Sajó és a Duna Gönyű és Esztergom közötti vízgyűjtőjén, míg romlás mutatkozott a Marcal és a Maros vízgyűjtőjén. A tendenciákra vonatkozó részletesebb

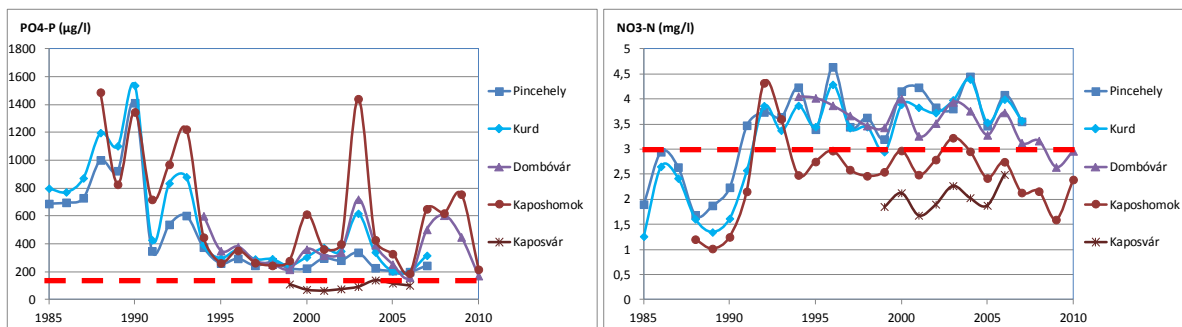
elemzés kimutatta, hogy a javulás mértéke a tápanyagháztartást jellemző komponensek esetében nagyobb volt, mint az oxigénháztartás paramétereinél. A vízminőség javulása - a teljesség igénye nélkül - több kiváltó okkal magyarázható: (a) a szennyvíztisztítás intenzív fejlődése a felvízi országokban; (b) az ipari technológia korszerűsítése (főként Németországban és Ausztriában); (c) a gazdasági recesszióval és átalakulással járó jelentős ipari és mezőgazdasági kibocsátás csökkenés itthon és a politikai váltáson keresztül szomszédos országokban egyaránt (pl. a kelet-szlovák cellulóz gyártás leállítás), és (d) környezetbarát termékek elterjedése.

A jelen

A folyamatokat nyomon követve a vízminőség javulásában az utóbbi 10-15 évben stagnálás látszik, helyenként azonban újbóli kismértékű romlás is megfigyelhető. A magyarázat a vízminőséget alakító terhelések átrendeződésében gyanítható. Míg korábban a szennyvíztelepek kiépítése és a technológiák fejlesztése a befogadóba jutó szerves- és tápanyagterhelést jelentősen mérsékelte (tisztítatlan helyett tisztított szennyvíz jutott a befogadóba), ma inkább az a helyzet, hogy a hálózat bővítése (ezáltal növekvő mennyiségű összegyűjtött szennyvíz) és a folyókba vezetett tisztított szennyvíz mennyiségének növekedése ismét a terhelés (kismértékű) emelkedéséhez vezethet.

Hazai példaként az 4-13. ábrán a Kapos vízminőségének alakulását követhetjük nyomon az 1980-as évektől a közelmúltig. A trendeket tekintve a változás szembetűnő és tanulságos. A nyolcvanas évek közepe és a rendszerváltás utáni időszak eleje között, nagyjából 1995-ig bezárólag, látványos javulás figyelhető meg a paraméterek többségénél (növekvő oxigén ellátottság, csökkenő szervesanyag tartalom (KOI), foszfát és ammónium. Az ezredforduló tájékán a változások határozottan megtorpanni látszanak, sőt, a stagnálást követően esetenként romlás figyelhető meg.

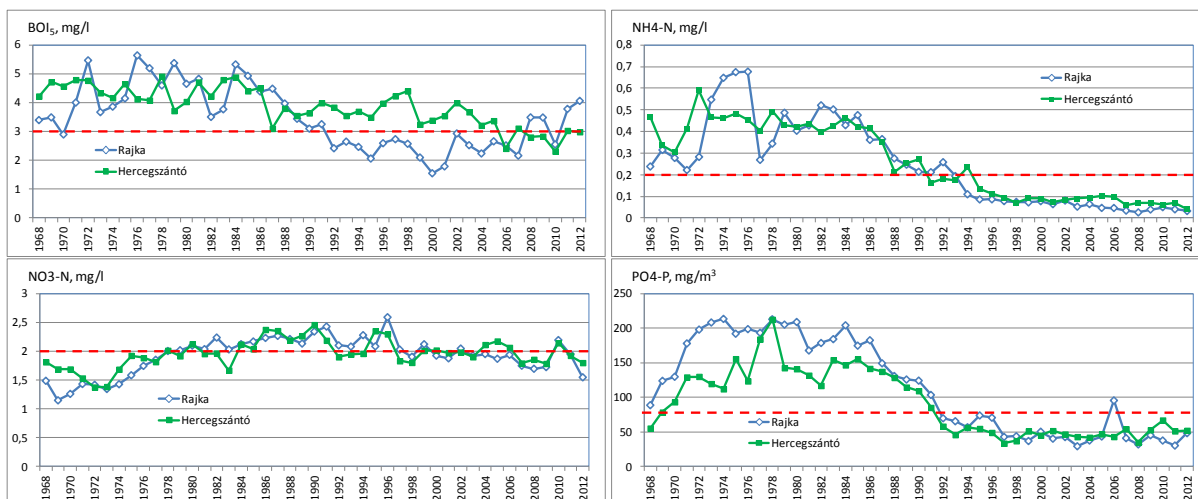




4-13. A Kapos vízminőségének változása 1985-2010 között (a görbék lentől felfele a folyásirányban egymást követő észlelési helyeken mért éves átlagkoncentrációkat mutatják, a piros szaggatott vonal a környezeti célkitűzéséként elérendő jó állapot határértékét jelöli.)

Felvíz-alvíz

Vízrajzi helyzetünkből adódóan, alvízi országként – akár a múltat értékeljük, akár a jövőbeni feladatokat tekintjük – a felvízi hatásokat nem hagyhatjuk figyelmen kívül. Ez egyben azt a kérdést is felveti, vajon van-e mozgásterünk a vizek állapotának megváltoztatásában? A válasz nem egyszerű, hiszen a vízminőség folyásirányú változását a határszelvénytől kiindulva, komponenstől függően számos lebomlási, átalakulási és visszatartási (reakció kinetikai) folyamat befolyásolja, melyekhez hozzáadódnak a hazai emissziókból és a határszakaszokon érkező mellékfolyókból származó terhelések. A Duna esetében azonban láthatjuk (4-14. ábra), hogy a hazai hatások – beleértve a *főváros szennyvízkibocsátását is* – a folyó által szállított anyagáramhoz viszonyítva elhanyagolhatók, azaz a vízminőség változása sokkal inkább függ a felvízi történésektől, mint a hazai terhelések hatásától (a belépő és a kilépő szelvény közti koncentrációkban nincs szignifikáns különbség). Mindez aláhúzza a külföldi terhelések kezelésének fontosságát: csupán a hazai kibocsátások csökkentése nagy folyóink esetében alig vezet javuláshoz, mozgásterünk szűk.

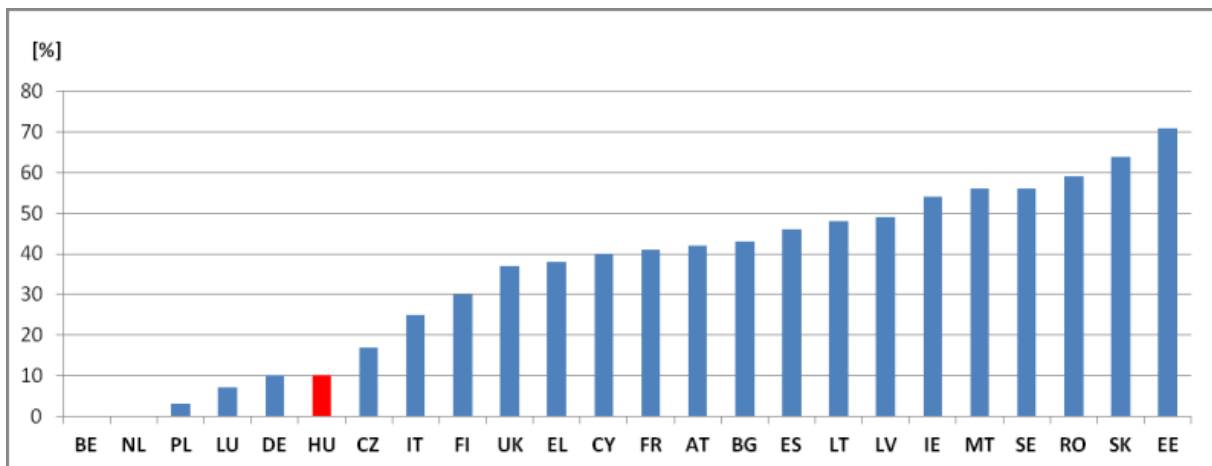


4-14. A Duna vízminőségének változása 1968-2012 között (a görbék az országba belépő (Rajka) és azt elhagyó (Hercegszántó) szelvényekben mért éves átlag koncentrációkat mutatják, a piros szaggatott vonal a környezeti célkitűzéséként elérendő jó állapot határértékét jelöli.)

Hazai kisvizeink

A fenti megállapítás azonban csak a nemzetközi jelentőségű folyókra igaz. Vizeink teljes körű állapotértékelésére a VKI útmutatása szerint készülő vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítésekor, elsőként 2009-ben, majd annak felülvizsgálatakor, 2015-ben került sor (VKKI, 2010; OVF, 2015). A feladat nem volt kevés, hiszen több mint ezer felszíni víztestre⁵ kellett az ökológiai és kémiai minősítést elvégezni. A mintavételi gyakoriságát tekintve jelentősen *megritkított*, de a monitorozásba bevont víztestek számának növelésére tett sikeres erőfeszítésnek köszönhetően az alap kémiai jellemzőkre a víztestek több mint *80 %-ára elvégezhető volt a VKI által előírt minősítés*. Persze a ritka mérések miatt ennek megbízhatósága esetenként nagyon alacsony. A biológiai elemeknél az értékeltek aránya az első állapotértékeléskor még 50 % alatt maradt. Az eredmények lesújtó képet mutattak vizeinkről: a vízfolyásoknak csupán *8 %-a, az állóvizeknek 17 %-a érte el a jó állapotot*, a többi víz mérsékelt vagy gyenge volt. A második vízgyűjtő-gazdálkodási terv az állapotértékelés módszerében és az adatértékelésben is jelentős előrelépéseket tett az elsőhöz képest: mintegy felére csökkent az adathiányos vizek száma és a minősítést továbbfejlesztett és a nemzetközi interkalibrációval megalapozottabbá vált biológiai vizsgálatok szolgálták (OVF, 2015). Az állapotról kapott összkép azonban alig változott: a vízfolyások esetében 8 %-ról 14%-ra nőtt a kiváló és jó állapotú víztestek aránya. Azonban a gyenge és rossz állapotúak száma is növekedett, miközben az adathiányos csökkent (OVF, 2015). A vízfolyások többsége továbbra is mérsékelt osztályba esik, azaz az eltérés a jó állapottól nem jelentős.

Az első terv benyújtását követően készített összehasonlító elemzés szerint az értékelt 24 tagállam sorában *6. helyen álltunk hátulról*, rajtunk kívül csak 5 olyan ország volt, ahol a vizek több mint 90%-a nem éri el a jó ökológiai állapotot, tehát intézkedésre szorul (4-15. ábra).



4-15. Jó ökológiai állapotot elérő víztestek aránya az összes kijelölt víztesthez képest az EU tagállamaiban 2009-ben

⁵ A víztestek önállóan, vagy egy víztér (tó, vízfolyás, csatorna) részeként a VKI legkisebb egységeit képezik, melyeken keresztül a Víz Keretirányelv a vizekkel kapcsolatos előírásait és elvárásait érvényesíti. A felszíni vizek esetében az 50 ha-t meghaladó vízfelületű állóvizeket és a 10 km²-nél nagyobb önálló vízgyűjtőterülettel rendelkező vízfolyásokat kellett kijelölni víztestként.

A VKI minősítése alapján vizeink állapota nemzetközi viszonylatban is „lehangoló” és azonnal felveti azt a kérdést, hogy mi lehet az oka ennek az átlagtól jóval elmaradó, gyenge állapotot jelző összképnek? Ráadásul a múltbeli trendeket nézve láttuk, hogy az állapot sokat javult. Ennek ellenére ilyen rossz lenne a helyzet? Valóban „lehangoló”, vagy csak túlságosan szigorúak vagyunk magunkhoz?

Az okok

A DPSIR logika mentén keresve a választ, az a jó ökológiai állapot elérését akadályozó hatások közül a kommunális és diffúz terhelés szerepel a problémák leggyakoribb okozójaként. Ez nem csak a hazai vizeket érinti, hanem az európai nagy folyóknál megfigyelt általános jelenségről van szó (például a Duna által a Fekete-tengerbe szállított tápanyagok egyértelműen felelősek a Duna-deltában és a Fekete-tenger torkolatvidékén tapasztalt vízminőség romlásért). Azonban a nagy folyóink és tavaink állapota egyértelműen jobb, mint a kis és közepeseké. Ez fontos következtetéshez vezet: a kisvizek és a nagy folyók *terheléssel szembeni érzékenysége* eltérő. A magyarázat az eltérő hígulási viszonyokban rejlik, valamely pontszerű terhelés a vízhozammal fordítottan arányos koncentráció emelkedést okoz a befogadóban. Vegyük hozzá, hogy a fajlagos lefolyás a Duna-medencén belül hazánkban a legkisebb (az itt eredő vízfolyások hozama csekély). Ezzel már érthető, hogy vizeink túlnyomó többségét képező *kisvízfolyások esetében miért* olyan nagy a terhelés érzékenysége és ennek következtében rossz a vízminőségi helyzet. Ezt már csak tovább súlyosbítja az a tény, hogy a VKI-ban kitűzött célok elérésének akadályoztatásában nem csak a szennyezések, hanem a hidrológiai és morfológiai elváltozást okozó beavatkozások (a vízfolyások szabályozottsága) állnak, mely a hazai, főként síkvidéki vízrendszereinkben meghatározó tényező. Szabályozott vízfolyásaink és csatornáink nehezen feleltethetők meg a kvázi „természet-közeli” állapotot megkívánó ökológiai kritériumoknak. A VKI tehát nem csak az ökológiai szemléletében, hanem a korábban jelentéktelenebbnek tűnő „kis vizek” fontosságának kiemelésében is változást hozott. Ez pedig hazai vizeinkre nézve súlyos következménnyel járt.

Összegzésképpen azt a megállapítást tehetjük, hogy alvízi befolyásoltságunk a nagy folyóknál ugyan jelentős, de a vízminőségi problémák sokkal nagyobb arányban jellemzik a kis vizeket, ahol a jó állapotba hozás független a külföldi terhelésektől. Aggasztóak a romlásra utaló tendenciák, melyek a csatornázás kiépülésének felszíni vizek szempontjából negatív hatásaival hozhatók összefüggésbe. Az emiatt szigorodó tisztítási követelmények viszont gyakran irreálisak, főként kisebb szennyvíztisztítóknál). A mezőgazdaság esetleges fellendülése és a műtrágya használat növekedése a vizek szennyezését növeli, a diffúz terheléssel szemben pedig alig van hatékony védekezési eszközünk. Mi lehet ez esetben a megoldás? *Reális cél-e a VKI által megkövetelt jó állapot* elérése, és ha igen, milyen időtávon és milyen áron? Melyek a főbb bizonytalanságok? A múlt és jelen tapasztalataiból kiindulva a *2027-es célkitűzés aligha lesz teljesíthető*. Valószínűsíthető azonban, hogy ezzel az uniós tagállamok között nem leszünk egyedül. Talán ennek a ténynek is betudható, hogy egyre inkább felmerül a célkitűzések felülvizsgálata. Azt is érdemes figyelembe venni, hogy a monitorozáshoz köthető bizonytalanságok (például a mérések hiányossága és pontatlansága) mellett sok területen a rendelkezésre álló tudásunk sem biztos, hogy elegendő (ökológiai minősítés, hatások és válaszok módszertana, az intézkedési programok hatékonyságának értékelése, továbbá a veszélyes anyagok kimutatásával és vizekben való jelenlétével kapcsolatos ismereteink).

4.3 A vizek állapotértékelésétől a vízminőség-szabályozásig

Benedek és Literáthy (1979) szerint a vízminőség-szabályozás feladata a társadalmilag elismert vízszükségletek megkívánt minőségi szintjének műszaki, gazdasági és jogi eszközökkel történő kielégítése, hogy az az emberi tevékenységekkel és a természeti tényezőkkel összhangban álljon. A megállapítás a Víz Keretirányelv által hangsúlyossá vált ökológiai „szemüvegen” át nézve sem vesztett érvényességéből.

A szennyezések csökkentésének, a vizek állapota javításának számos műszaki (technológiai) eszköze ismert, azonban az előfeltétel a szabályozás jogi környezetének biztosítása. A nemzetközi fejlődés állomásairól az USA-ban 1972-ben kidolgozott „Tiszta víz törvénytől” a 2000 végén hatályba léptetett, az Európai Unió egységes víz „politikáját” megfogalmazó Víz Keretirányelvig a 3. fejezetben olvashatunk. A VKI az egyedi irányelveket integrálja. A vizek „jó állapotának” biztosítása érdekében a vízminőség-védelem és a fenntartható vízhasználatok alapelveit és a gyakorlati feladatait foglalja jogi keretekbe. Egyúttal évtizedekre meghatározza a hazai vízgazdálkodás stratégiai feladatait.

A vízminőség szabályozás a technológiai, jogi és gazdasági eszközök együttes alkalmazását kívánja meg. Elengedhetetlenek a világosan megfogalmazott célkitűzések, melyek eléréséhez a megismerésen keresztül vezet az út. Egyrészt jó lenne tudnunk, hogy célkitűzésünk milyen távol van a jelenlegi állapottól, másrészt a beavatkozások várható következményeinek ismeretéhez rendelkezniünk kellene előrejelző képességgel (egyszerű kérdés: a külső terhelés csökkentése után várhatóan hogyan alakul a vízminőség?). A minőség megállapításából azonban csak akkor tudunk a szükséges beavatkozásokra is javaslatot tenni, ha az állapot létrejöttében felelős hatótényezők ismertek. Ez a terhelés – hatás – válasz összefüggés rendszer jelenti a „DPSIR” gondolatmenetet, melynek leglényegesebb kérdése, hogy az ökoszisztéma állapota és a terhelések közötti kapcsolat feltárható-e? Ezt a kérdést tesszük fel gyorsan változó világunkban, amikor az éghajlati, a gazdasági és számos egyéb tényezők okozta bizonytalanságok alapvetően sztochasztikussá teszik a korábban egyszerűnek gondolt problémákat és döntéseket. A megismerés soha nem volt olyan fontos, mint napjainkban, melyben a bizonytalanságok, a tudás, a felismert nem tudás és a nem tudás mértéke erősen befolyásolja az előrejelzés lehetőségét – és ehhez kapcsolódóan – a szabályozás sikerét.

A vízminőség-szabályozásban gyakran alkalmazunk modelleket stratégiák és forgatókönyvek elemzésére, a sokat emlegetett válaszfüggvény becslésére, a terhelés csökkentés megkívánt mértékének meghatározására, beleértve a nem-pontszerű szennyezőket, folyók, tavak és tározók specifikus problémáinak megoldására és mindennek előtt megértésünk javítására is. De gyakran alkalmazunk modelleket kísérletek tervezéséhez és értékeléséhez, sőt virtuális kísérletek elvégzéséhez is.

Mondják, a világ kétfelé osztható: vannak, akik modelleznek és vannak, akik nem. Vannak, akik csak a modellben hisznek, míg mások pont fordítva. Nem kívánva a vitában részt venni, néhány szerény állítást érdemes papírra vetni. *Először*, a modellezés elsődleges célja a megértésünk támogatása, ebben az esetben a vízzel kapcsolatban. *Másodszor*, a modell lehetővé teszi olyan kérdések vizsgálatát, amelyeket másképpen nem tudunk elvégezni, például hogyan alakul majd az üzembe helyezés után a Kis-Balaton belső P terhelése? *Harmadszor*, kissé eltérő megfogalmazásban a modell lehetővé teszi annak a vizsgálatát, ami még nem létezik. *Negyedszer*, különböző állapotok és innovatív megoldások tanulmányozhatók. *Ötödször*, adatok nélkül nem megy – a modellezés hozzásegít a monitoring tervezéséhez, adatbázisok fejlesztéséhez, kísérletek végzéséhez. A modellel

pótolhatunk hiányzó, nem létező méréseket, *Hatodszor*, a vízminőségi modellezés szemszögéből olyan kérdések tehetők fel, hogy vajon az állapot leírására használt fizikai, kémiai és biológiai elemek miként feleltethetők meg azoknak a modellekben figyelembe vehető állapotváltozóknak, melyek közti kölcsönhatásokat szimulálni szeretnénk. És *hetedszer* a kudarcok. Talán a legfontosabb: a modellek gyakran butaságokat számlálnak, és ezzel felhívják a figyelmünket, hogy a modell rosszul fejlesztett, hogy baj van a fejekben, hogy nem értjük a bonyolult szoftvereket, hogy vacak terméket sóztak ránk. Alkalmom arra, hogy kritikusan elemezzük az esetet és okuljunk belőle.

4.4 Irodalom

Barótfy I. (2000): *Környezettechnika*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.

Benedek P., Literáthy P (1989): *Vízminőség szabályozás a Környezetvédelemben*. Műszaki könyvkiadó, Budapest

Chapman, D. (1992): *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition*, Edited by Deborah Chapman, © 1992, 1996 UNESCO/WHO/UNEP, ISBN 0 419 21590 5 (HB) 0 419 21600 6 (PB)

Chave, P. (2001) *The EU Water Framework Directive*. IWA Publishing, p. 208.

Csizmarik Gábor (2011): *Hidrobiológia*. Szent István Egyetem, Budapest, 2011

Dévai Gy., Dévai I., Felföldy L. és Wittner I. (1992): A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. *Acta biol. debrecina*, Suppl. oecol. hung. 4: 49–185.

Dolgosné Kovács A. (2009): *Vízminőség, vízminősítés*. In: Dittrich E. *Vízminőség védelem*. Kézirat, Pécsi Egyetem Környezetmérnöki Tanszék, Pécs, 2009.

Felföldy, L. (1974): *Biológiai vízminősítés*. Vízügyi Hidrobiológia 3. VIZDOK, Budapest, p. 242.

Felföldy, L. (1981): *A vizek környezettana. Általános hidrobiológia*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, p. 290.

Fürhacker, M., C. S. McArdeell, Y. Lee, H. Siegrist, T. A. Ternes, W. Li and Jianyong Hu (2016): *Assessment and Control of Hazardous Substances in Water*. in: *Global Trends & Challenges in Water Science, Research and Management. A compendium of hot topics and features from IWA Specialist Groups*. Second Edition, IWA 2016.

Golterman, H. L. (1984): *Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 23-59

Henze, Mogens; Gujer Willi; Mino Takashi; van Loosdrecht Mark (2000): *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. London: IWA publishing, p. 130.

Herodek, S. (1997): *A tápanyagvisszatartás folyamatai tavakban és tározókban; Tanulmány a Kis-Balaton Alsó Tározó felülvizsgálata c. összefoglaló jelentéhez*. MTA BLKI, Tihany

Hynes, H. B. N. (1970): *The ecology of running waters*. Univ. Toronto Press, xxiv + 555 p.

Istvánovics, V., Herodek, S. and Szilágyi, F. (1989): *Phosphate Adsorption by Different Sediment Fractions in Lake Balaton and Its Protecting Reservoirs*. *Water Res.*, 23: 1357-1366.

- Kolkwitz, R. and Marsson, M. (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Kl. Mitt. d. Kgl. Prüfungsanstalt f. Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung* 1., Cited in: Chapman (1992).
- Liebig, J. (1855): *Die Grundsätze der Agricultur-Chemie* 2. Aufl. Nachtrag – Verl. F. Vieweg und Sohn, Braunschweig.
- Lijkema, L. (1986): Phosphorus accumulation in sediments and internal loading. *Hydrobiol. Bulletin*, 20 (1/2): 213-224.
- Lindim, C., Cousins, I. and van Gils, J. (2015): Estimating emissions of PFOS and PFOA to the Danube River catchment and evaluating them using a catchment scale chemical transport and fate model. *Environmental Pollution* 207:97-106.
- Maucha, R. (1932): *Hydrochemische Methoden in der Limnologie* XII. Schweizerbart, Stuttgart, pp. 1-173.
- McGauhey, P. H. (1968): *Engineering management of water quality*. McGraw-Hill, New York, NY
- Oláh, J., Rása G. (2017): A toxikus anyagok hatása az eleveniszapos biológiai rendszerre. *MaSzeSz Hírcsatorna* 2017(1): 39-63.
- OVF (2015): A Duna-vízgyűjtő magyarországi része. Vízyűjtő-gazdálkodási terv. Országos Vízügyi Főigazgatóság, Budapest.
- Pantle, R., and H. Buck, (1955): Die biologische Überwachund der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach* (96):604.
- Redfield, A.C. (1958): The biological control of chemical factors in the environment. *Am.Sci.*, 46: 205-221.
- Schindler, D.W. (1974): Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*, 184: 897-898.
- Somlyódy, L., B. Hock (2002): *Vízminőség és szabályozása*. In: Somlyódy L. (szerk.) *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései*. MTA, Budapest.
- Sondergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E. (2003): Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509: 135-142.
- Szabó A. (2008): *Háttérváltozók szerepe a Duna és a Tisza ökológiai minősítésében*. PhD értekezés, Debreceni Egyetem, Debrecen, 2008. p. 124.
- Székács, A., Mörtl, M., Darvas, B. (2015): Monitoring pesticide residues in surface and ground water in Hungary: Surveys in 1990-2015. *Journal of Chemistry*, 2015, [717948].
- Szilágyi F., Orbán, V. (2007): *Alkalmazott hidrobiológia*. MAVÍZ. Budapest, p. 624.
- Thomann, R. V., Mueller J. A. (1987): *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper & Row
- VKKI (2010): A Duna-vízgyűjtő magyarországi része. Vízyűjtő-gazdálkodási terv. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság, Budapest.
- Vollenweider, R.A. (1968): The scientific basis of lake eutrophication with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Tech. Rep. DAS/DSI 68.27 OECD, Paris, p. 159.
- WHO (2017): *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum*. p. 631. ISBN: 978-92-4-154995-0