



EURÓPAI UNIÓ
STRUKTURÁLIS ALAPOK



V Í Z M I N Ő S É G S Z A B Á L Y O Z Á S

BMEEOVKAI11 segédlet a BME Építőmérnöki Kar hallgatói részére

„Az építész- és az építőmérnök képzés szerkezeti és tartalmi fejlesztése”



VÍZMINŐSÉG- SZABÁLYOZÁS



FELKÉSZÜLÉSI SEGÉDANYAG

ÖSSZEÁLLÍTOTTA: DR. CLEMENT ADRIENNE

BME VÍZI KÖZMŰ ÉS KÖRNYEZETMÉRNÖKI TANSZÉK



**BUDAPEST
2007**

TARTALOM

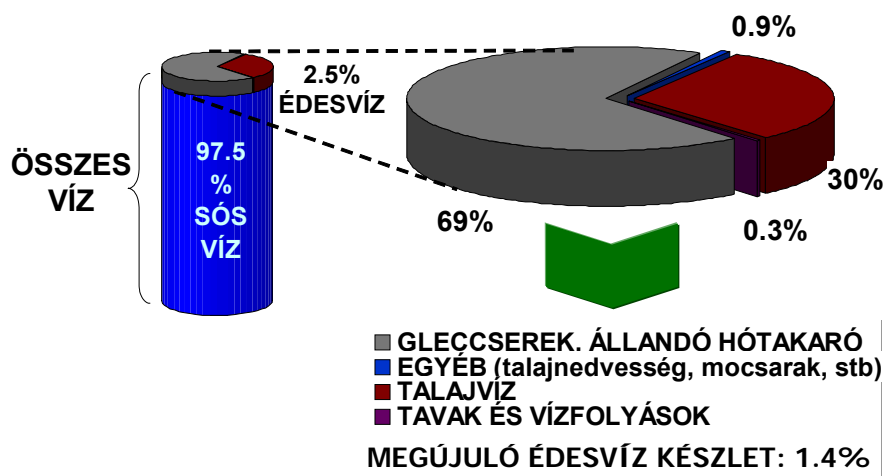
1. ELŐADÁS: VÍZI KÖRNYEZETI PROBLÉMÁK TÉR- ÉS IDŐLÉPTÉLE.....	4
1.1. VÍZKÉSZLETEK, VÍZMINŐSÉG	4
1.2. SZENNYEZÉSI PROBLÉMÁK TRENDJE.....	4
1.3. A VÍZMINŐSÉG SZABÁLYOZÁSA	5
2. ELŐADÁS: A VIZEK SZENNYEZÉSÉNEK FOLYAMATA	8
2.1. SZENNYEZŐFORRÁSOK TÍPUSAI	8
2.2. VIZEK TERHELÉSE, A VÍZSZENNYEZÉS FOLYAMATA.....	8
2.3. A VIZEK TERHELHETŐSÉGE.....	8
2.4. EMISSZIÓS ÉS IMMISSZIÓS HATÁRÉRTÉKEK ALKALMAZÁSA.....	9
2.5. A VÍZMINŐSÉG VÁLTOZÁSA SZENNYVÍZBEVEZETÉS HATÁSÁRA.....	10
3. ELŐADÁS: VÍZMINŐSÉGI MONITORING	12
3.1. A MONITORING RENDSZEREK FELADATA, ELEMEI.....	12
3.2. FELSZÍNI VÍZMINŐSÉGI MONITORING HAZAI GYAKORLATA.....	12
4. ELŐADÁS: TRANSZPORT FOLYAMATOK I.....	15
4.1. SZENNYEZŐANYAGOK TERJEDÉSE: ÁLTALÁNOS TRANSZPORTEGYENLET	15
5. ELŐADÁS: TRANSZPORT FOLYAMATOK II.....	17
5.1. TRANSZPORTEGYENLET ANALITIKUS MEGOLDÁSAI, PERMANENS ELKEVEREDÉSI CSÓVA FOLYÓKBAN.....	17
6. ELŐADÁS: VIZEK OXIGÉN HÁZTARTÁSA.....	19
6.1. OXIGÉN HÁZTARTÁS ELEMEI	19
6.2. OXIGÉNVONAL SZÁMÍTÁSA.....	19
7. ELŐADÁS: OXIGÉN PROBLÉMÁK KEZELÉSE.....	21
7.1. EMISSZIÓ CSÖKKENTÉSI MÓDSZEREK.....	21
7.2. VÍZMINŐSÉG JAVÍTÁSA	22
8. ELŐADÁS: TAVAK EUTROFIZÁLÓDÁSA.....	23
8.1. TAVAK ÁLTALÁNOS JELLEMZŐI.....	23
8.2. TERHELÉS – TROFITÁS KAPCSOLATA	24
9. ELŐADÁS: AZ EUTROFIZÁCIÓ MODELELZÉSE I.....	28
9.1. STATISZTIKAI MODELLEK	28
10. ELŐADÁS: AZ EUTROFIZÁCIÓ MODELELZÉSE II.....	30
10.1. AZ ALGASZAPORODÁST LEÍRÓ P FORGALMI MODELLEK	30
11. ELŐADÁS: DIFFÚZ TERHELÉS	33
11.1. VÍZGYŰJTŐRŐL SZÁRMAZÓ TERHELÉS JELLEMZŐI.....	33
11.2. VÍZGYŰJTŐ MODELLEK, A TERHELÉS BECSLÉSE.....	35
11.3. TERHELÉS BECSLÉS MONITORING ADATOK ALAPJÁN	36
12. ELŐADÁS: A VÍZMINŐSÉGSZABÁLYOZÁS TECHNIKAI ESZKÖZEI	38
12.1. SZERVESANYAG ÉS NÖVÉNYI TÁPANYAGOK ELTÁVOLÍTÁSÁT SZOLGÁLÓ SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEPEK JELLEMZŐI.....	38
13. ELŐADÁS A DIFFÚZ SZENNYEZÉS SZABÁLYOZÁSÁNAK ESZKÖZEI	43
13.1. MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEN (SZÁNTÓN, SZŐLŐBEN, GYÜMÖLCSÖSBEN, ESETLEG RÉTEN) TÖRTÉNŐ TÁPANYAGFELHASZNÁLÁS CSÖKKENTÉSE VAGY A TÁPANYAGKIVONÁS NÖVELÉSE	43
13.2. A FOSZFOR VÍZOLDHATÓ FORMÁBA TÖRTÉNŐ ÁTALAKULÁSÁNAK A CSÖKKENTÉSE	45

13.3.	ÁLLATTARTÓTELEPEKEN A TRÁGYA TÁROLÁSÁVAL KAPCSOLATOS KÖVETELMÉNYEKNEK MEGFELELŐ ÁTALAKÍTÁSOK.....	47
13.4.	PARTIKULÁLT FOSZFOR VESZTESÉGEK CSÖKKENTÉSE (ERÓZIÓ ELLENI VÉDEKEZÉS).....	47
13.5.	JOGSZABÁLYI HÁTTÉR	50
14.	ELŐADÁS: TÓ- ÉS TÁROZÓ REHABILITÁCIÓ.....	51
14.1.	A KÜLSŐ FOSZFORTERHELÉS CSÖKKENTÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI	51
14.2.	A VÍZMINŐSÉG JAVÍTÁSA A TAVON BELÜLI BEAVATKOZÁSOKKAL.....	51
1.	GYAKORLAT: OPTIMALIZÁCIÓS FELADAT: CÉLÁLLAPOTOT BIZTOSÍTÓ TISZTÍTÁS KÉT SZENNYEZŐFORRÁS ESETÉN	56
2.	GYAKORLAT: ÜLEPEDŐ SZENNYEZŐANYAG TRANZMISSZIÓJA	57
3.	GYAKORLAT: ELKEVEREDÉS SZÁMÍTÁSA.....	61
4-5.	GYAKORLAT: FOLYÓSZAKASZ OXIGÉNHAZTARTÁSÁNAK SZÁMÍTÁSA	63
6.	GYAKORLAT: TÓ ÖSSZES P ANYAGMÉRLEGE, WOLLENWEIDER MODELL	74
7.	GYAKORLAT: TAVI P FORGALOM, LIMITÁLÁS	75

1. ELŐADÁS: VÍZI KÖRNYEZETI PROBLÉMÁK TÉR- ÉS IDŐLÉPTÉLE

1.1. Vízkészletek, vízminőség

Földünk felszínének több mint kétharmadát az óceánok és tengerek alkotják. A Föld globális vízkészlete állandó, mintegy 1400 millió km³. Megújuló erőforrásként évente mintegy félmillió km³ víz lép a folytonos, nagy körforgásba, és szállít magával sokféle más anyagot. A teljes vízkészlet mintegy 2,5 %-a édesvíz, ennek is tekintélyes hányadát a sarkvidéki jégtakarók és gleccserek alkotják. Az ember számára hasznosítható hányad csupán 0,6 % (folyók, tavak és felszín alatti vizek). A globális vízigény (aminek 80 %-át az öntözés teszi ki) a megújuló készletnek mintegy százada. A gondot a térben és időben roppant egyenlőtlen elosztás jelenti: vízhiányok, aszály és árvizek fordulnak elő. A vízzel ezért gazdálkodni kell, amit a hazai szakma is több száz éve hozzáértéssel tesz.

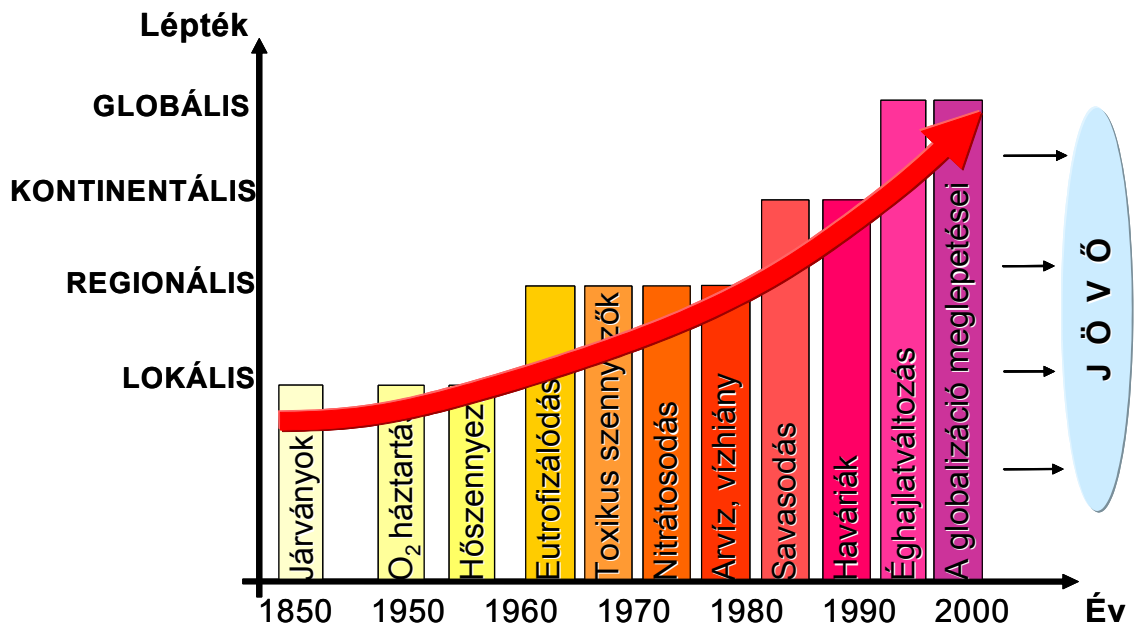


1.1 ábra: Globális vízkészlet eloszlása

1.2. Szennyezési problémák trendje

A vízzel való gazdálkodásban hosszú ideig a mennyiségi szemlélet uralkodott. A szennyezési bajok elterjedésével, a hatvanas-hetvenes évektől kezdve egyre fontosabb szerepet kezdett játszani a vízminőség, miközben a tárgyalása többé-kevésbé a mennyiségtől független maradt: a mérnökök a beavatkozásokat a "kritikus" kisvízi időszakokra tervezték. A nem-pontszerű szennyezések hoztak ebben a tekintetben döntő fordulatot: a különböző anyagok vándorlását a hidrológiai körforgással együtt szükséges nyomon követni, a szabályozás alapegysége a vízgyűjtő.

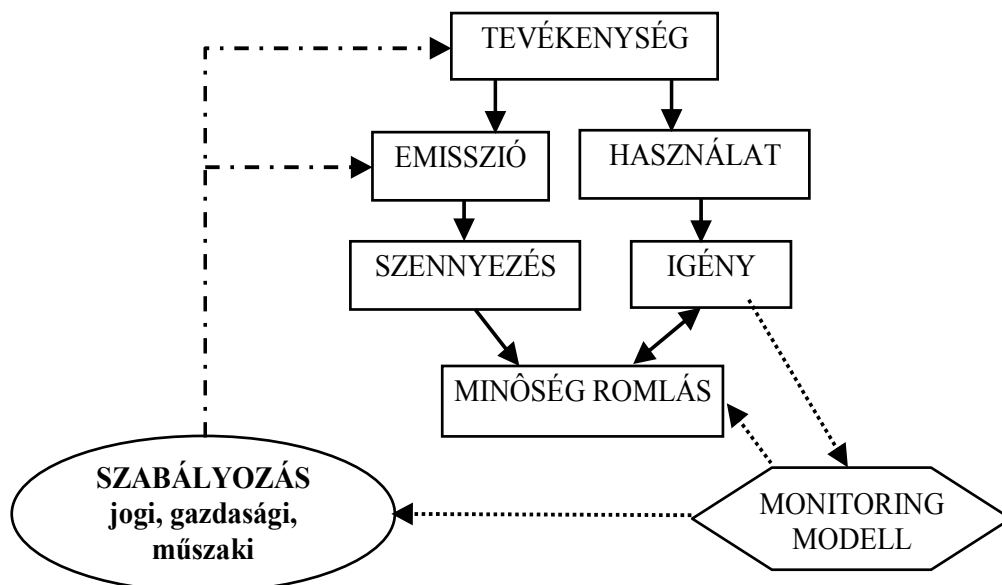
A vízminőséget befolyásoló hatások változatossága követi a vízben található anyagok és élőlények sokszínűségét: felsorolásszerűen a járványokat és egyéb megbetegedéseket előidéző patogén baktériumok és egyéb kórokozók, az oxigénháztartást könnyen felborító szerves anyagok (szén és nitrogén vegyületek), a felmelegedett hűtővizek okozta hőszennyezés, az eutrofizálódást kiváltó tápanyagok, szerves és szervetlen toxikus mikroszennyezők (amelyek roppant kis, µg/l-nyi koncentrációban váltják ki káros hatásukat), a felszín alatti vizek elszennyeződése (nitrátosodás, vas, mangán, arzén, a hulladéklerakókból származó különböző szennyezők), savasodás, az éghajlatváltozás és a globalizáció szerteágazó következményei illusztrálják a legfontosabb problémákat. Ezeket, nagyjából a felismerésük időrendi sorrendjében, a hatásuk térbeli léptékét is követve a lokálistól a globális irányába az 1.1 ábra foglalja össze (Somlyódy, 1995). Az ábra utal arra a sajátosságra, hogy a jövőben valamely adott helyen sok eltérő jellegű, egymást befolyásoló problémát kell orvosolni.



1.2 ábra: vízminőségi problémák trendje

1.3. A vízminőség szabályozása

A vízminőség szabályozás/védelem feladata társadalmilag elismert a vízszükségletek megkívánt minőségi szintjének műszaki, gazdasági és jogi eszközökkel oly módon való kielégítése, hogy az az emberi tevékenységekkel és a természeti tényezőkkel mindehhez összhangban álljon. (Benedek-Literáthy, 1979.) A vízminőség szabályozás elsődleges feladata tehát a szennyezett vizek állapotának javítása, a vízszennyezés és egyéb, a vizek állapotának romlását előidéző tevékenység korlátozása oly módon, hogy a vízhasználati igények hosszú távon kielégíthetők legyenek (1.2 ábra). A szennyezés csökkentése, vizek állapota javításának számos műszaki (technológia) eszköze ismert, azonban ezek megvalósításának feltétele a szabályozáshoz szükséges jogi környezet megteremtése.



1.3 ábra: vízminőség-szabályozás feladata

A vízszennyezésre vonatkozó első átfogó, országos jogi szabályozást az USA-ban dolgozták ki - több szövetségi szintű rendelkezést követően - 1972-ben (Clean Water Act). A törvény 1977-re nemzeti célként írta elő az összes "hajózható" vízre a fürdést és a halászatot, és 1985-re a vizekbe történő szennyezőanyag kibocsájtások (teljes) megszüntetését. A települési szennyvíztisztítás beruházási költségigényét 18 milliárd dollárra becsülték. Azóta, 1987-es dollárban kifejezve évente átlagosan 8 milliárd \$-t költöttek - a GDP fél százaléká, amelyhez adódik az ipari szennyvizek kezelésére fordított, átlagosan évi 4 milliárd \$ (Shanahan, 1996). A kitűzött célt azonban távolról sem sikerült elérni. Az elsődleges ok a "mindenhonnan érkező" nem-pontszerű (diffúz) szennyezés, amely napjainkban a fejlett világ legkomolyabb, nehezen orvosolható gondját képezi. Egy 1994-es EPA (az USA Környezetvédelmi Hivatala) felmérés szerint a felszíni vizek vízminőségi határértékeinek megsértése több mint 70 %-ban a (mezőgazdasági) diffúz szennyezéseknek tulajdonítható (Shanahan, 1996).

Az Európai Unió számos, a vízi környezet védelmét szolgáló irányelvet dolgozott ki és léptetett hatályba 1975 óta (fürdővizek minősége, felszín alatti vizek védelme, higany, kadmium és más veszélyes anyagok kibocsátása, mezőgazdasági eredetű nitrát szennyezések szabályozása, települési szennyvizek összegyűjtése és tisztítási követelményei - „városi szennyvíz irányelv”-, integrált szennyezés megelőzés és szabályozás, az ivóvíz minőségi követelményei stb.). 2000. végén jóváhagyták az Unió egységes víz „politikáját” megfogalmazó ún. Víz Keretirányelvet (VKI), amely az egyedi irányelveket integrálva a vizek „jó állapotának” biztosítása érdekében a vízminőségvédelem és a fenntartható vízhasználatok alapelveit, illetve a gyakorlati megvalósítás feladatait foglalja jogi keretekbe. A magyar vízgazdálkodás szempontjából is évtizedekre meghatározó, stratégiai jelentőségű dokumentumról van szó. A célok tartalmazzák az ökoszisztémák és az ivóvízkészletek védelmét, a vízhasználatok fenntartható biztosítását, a vizeket érő szennyezések megakadályozását illetve csökkentését, valamint az árvizek és a szárazságok környezeti hatásainak mérséklését.

Az EU Víz Keretirányelve (VKI) a vizek állapotának javítását tűzi ki célul, amely sok más rendelkezés mellett előírja a felszíni vizek állapotának minősítését, amely ökológiai és kémiai állapotból tevődik össze (WFD 2000). A típus specifikus ökológiai minősítésre egyes élőlény együttesek figyelembe vételével ötosztályos biológiai minősítést ír elő elsősorban, melynek támogató jelleggel részét képezi a hidromorfológiai és az élőlény együttesekkel szorosan összefüggő fiziko-kémiai jellemzők minősítő rendszere.

Lényeges és új szempont a költségmegtérülés elvének kötelező előírása: a szolgáltatást a felhasználóknak kell megfizetni. Az alapelvek között szerepel az elővigyázatosság, a megelőzés, a károk elhárítása a szennyezés helyén, a szennyező fizet elv alkalmazása, az integráció, a szubszidiaritás és a nemzetközi együttműködés fontossága. Újdonságnak számít a hazaitól eltérő jogszabályi keret, az alapelvek gyakorlati alkalmazására és a szabványosításra vonatkozó törekvés, az állapot és az emberi tevékenységek közötti kapcsolatok feltárásán alapuló, de a gazdasági realitásokat is szem előtt tartó hosszú távú intézkedési program, a határozott ütemezés és a rendszeres beszámolási kötelezettség.

A legsürgősebb, a végrehajtás háttérét biztosító intézményi- és jogharmonizáció már megvalósult. A VKI szerinti vízgazdálkodás alapját az ún. vízgyűjtő gazdálkodási tervek kidolgozása jelenti. A megvalósítás legkisebb területi egységét a (rész)vízgyűjtőkön belül lehatárolt felszíni és felszín alatti víztestek jelentik (pl. minden, 50 ha-nál nagyobb tó, ill. 10 km²-nél nagyon vízgyűjtőterülettel rendelkező vízfolyás, tehát ez a jelenlegi szemlélethez viszonyítva igen aprólékos munkát jelent). A cél, melyet 2025-re kell elérni, az összes

„víztest” ökológiai és kémiai „jó állapota”, ami morfológiai, hidrobiológiai és kémiai paraméterekre vonatkozó előírások teljesülését jelenti. Az emberi beavatkozások (vízkivételek, vízbevezetések, tározás, átvezetések, folyószabályozás és természetesen bármiféle szennyvízbevezetés) csak a biztonság, az életminőség javítása és kivételes gazdasági érdekek esetén engedhető meg, olyan megoldással, amely mellett a környezet károsodása minimális. A vizek állapotát folyamatosan nyomon kell követni (mely a jelenlegitől nagymértékben eltérő monitoring rendszer működtetését igényli) és a tervben erről számot kell adni, az állapot változással összefüggésbe hozható emberi tevékenységekkel együtt. A „jó állapot” eléréséhez szükséges teendőket az intézkedési program foglalja össze, melynek tartalmaznia kell a szennyezések elleni védelem teljes stratégiáját, az alkalmazott műszaki és közgazdasági eszközöket. A döntéseknek társadalmi konszenzuson kell alapulniuk, melyhez biztosítani kell a társadalmi szervezetek és a közvélemény számára a szükséges véleménynyilvánítás lehetőségét. A vízgyűjtőgazdálkodási terv teljesítéséről hatévenként kell beszámolni, amihez kapcsolódva a tervek folyamatos felülvizsgálatára és szükség esetén módosítására is sor kerül. Összességében tehát az EU VKI hazai feltételének megfelelő alkalmazása alapvetően befolyásolja a következő másfél évtized teendőit.

Ajánlott irodalom:

Somlyódy, L., szerk. (2002): A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. 2. fejezet: Víz és vízgazdálkodás. Magyarország az ezredfordulón, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest

www.euvki.hu

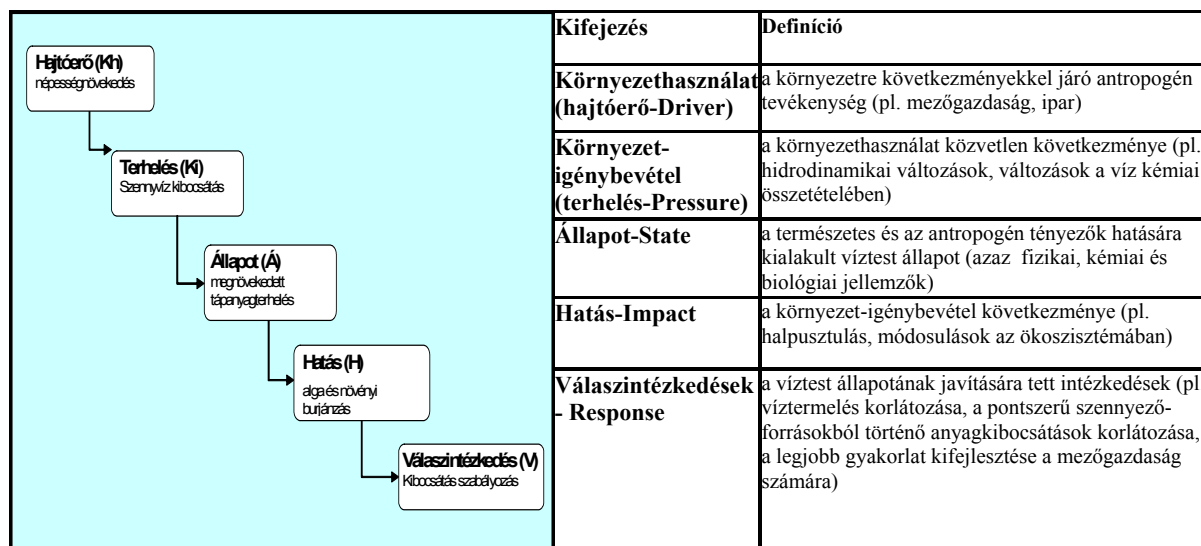
2. ELŐADÁS: A VIZEK SZENNYEZÉSÉNEK FOLYAMATA

2.1. Szennyezőforrások típusai

A szennyező anyag vízbe jutása, a víz szennyezése két módon történhet a szennyező forrástól függően. Eszerint megkülönböztetünk pontszerű és nem pontszerű, vagy diffúz szennyezést. A pontszerű szennyezések során a szennyezőanyagok a vízfolyások egy meghatározott területén, többnyire csővezetéken, csatornán, szennyvízcsatornán keresztül jutnak a vízbe. E szennyezés típus koncentrált és helyhez kötött jellege miatt könnyen lokalizálható, hatása is jól mérhető. A szükséges szabályozások, műszaki beavatkozások pontosan meghatározhatók.

Ezzel szemben a nem pontszerű szennyezések forrása nagy területen szétterülve nehezebben azonosíthatók. A nem pontszerű szennyezések diffúz jelleggel és időben szakaszosan érik a befogadó felszíni vizeket, miután előfordulásuk meteorológiai eseményekhez (intenzív csapadékokhoz) kötődik. A szennyezés kiterjedt területre szorult keletkezik, és a felszínen történő továbbhaladás után kerül a felszíni vizekbe. Észlelése a keletkezés helyén rendszerint nem oldható meg, sőt a tényleges keletkezési hely nyomon követése is nehéz. A diffúz szennyezés mértéke nagyrészt nem befolyásolható klimatikus eseményektől, továbbá topográfiai és geológiai adottságoktól függ, ennek következtében nagyságrendje helyről helyre, évről évre nagymértékben változhat. Ilyen például a felszíni lefolyásból, a mezőgazdasági művelés alatt álló talajból a talajvízbe történő kimosódás okozta szennyezések. A nem pontszerű szennyezések csökkentésének, illetőleg szabályozásának legésszerűbb módja a területhasználatok során alkalmazásra kerülő technológiák és műveletek célszerű, optimális kialakítása alkotja.

2.2. Vizek terhelése, a vízszennyezés folyamata



2.1 ábra: Szennyezés hatásfolyamata

2.3. A vizek terhelhetősége

A vizeink terhelhetőségének meghatározását – hasonlóan az ökológiai vízigényhez – az emberi vízhasználat tették szükségessé. A kérdés a gyakorlatban úgy merül fel, hogy milyen szennyezőanyag terhelés engedhető meg a vizeinkben anélkül, hogy az veszélyeztetné az ökoszisztéma „egészséges” működését, ezáltal az emberi vízhasználatot. Amint az előző fejezetből kiderült, a megengedhető terhelés már egyfajta kompromisszumot jelent az ökoszisztéma állapotának változása és az emberi vízhasználati igények között. A vízi ökoszisztéma – mint említettük – természetes külső hatásokra is változik, átalakul, ennek

időléptéke évszázados, évezredes. Ha az antropogén terhelhetőséget csak a vízi ökoszisztéma öntisztuló képességében határozzuk meg, akkor a határérték rendszer túl szigorú lesz, amit nem tudunk betartani. Becslések szerint a jelenlegi a nitrogénterhelés a Rajnán ma mintegy tízszer nagyobb, mint az ökoszisztéma feldolgozó képessége, denitrifikációja (Laane 2005).

A felszíni vizekbe jutó szennyezőanyag áramot az emisszió csökkentésével szabályozzák számos országban. Az ember által előállított szintetikus anyagok esetében cél a „zéró terhelés”, a természetben előforduló vegyületek esetében pedig a háttérterhelés, és ezt az állapotot 2020-ig kellene elérni (OSPAR 1999, 2003). Azonban ez a cél a gyakorlat szempontjából ma még irreális. Ezért sok ország azt a gyakorlatot követi, hogy a háttérterhelés függvényében meghatározza az ökoszisztéma ún. „kritikus terhelését”, vagyis azt a terhelést, amely még nem idéz elő visszafordíthatatlan ökológiai változást (Laane 2005). Tulajdonképpen ez a kritikus terhelés fedi le Magyarországon a terhelhetőség fogalmát.

A terhelhetőség a múlt század 70-es éveiben a savasodással kapcsolatban került előtérbe. Az első becsléseket erre vonatkozóan Nilsson (1986, 1988) készítette. A fogalom egy 1988-ban megtartott munkaértekezleten a következőképpen körvonalazódott általános értelemben: „egy, vagy több szennyezőanyag által okozott olyan dózis, amely az ökoszisztémában a jelenlegi tudásunk szerint még nem okoz az erre érzékeny ökoszisztéma elemeknél jelentős káros hatást”. Megfigyelhetjük, hogy ebben a megfogalmazásban sem szerepel az időtényező.

A terhelhetőséget anyagforgalmi, és empirikus modellekkel kísérelték meg becsülni a savasodás és az eutrofizálódás esetében. Az eutrofizálódást okozó foszfor és nitrogén esetében a Vollenweider-féle empirikus modellt használták a terhelés és az a-klorofill koncentráció közötti összefüggés leírására. (Vollenweider és Kerekes, 1982). Általában a szintetikus anyagok és az eutrofizálódást okozó anyagokra vonatkozóan a szakirodalomban kevés az információ a terhelhetőségre. Enell (1996) szerint a Balti tenger nitrogén terhelhetőségét illetően az 1950-es évek terhelései lehetnek irányadók.

2.4. Emissziós és immissziós határértékek alkalmazása

A szennyezésszabályozás egyik legfontosabb mozgató ereje, az elvek érvényesítésének gyakorlati megvalósítása: a határértékek intézményrendszere. A folyamat ugyanis a határértékekkel jól szabályozható. A vízminőség szabályozás alapját képező vízminőségi határértékeknek két típusa ismeretes. Az egyik a befogadóra vonatkozik (immissziós, stream standards), a másik pedig az elfolyó, tisztított szennyvizekre (effluent standards). A határérték meghatározása többféle elvek alapján történhet, de a választott rendszer jellemzi és minősíti is az adott ország környezetvédelmi-vízgazdálkodási politikáját.

A VKI a befogadók célállapotát írja elő, az egészséges vízi élet fenntartását szem előtt tartva. A felszíni vizek terhelhetőségét a VKI vízminőségi célállapotra vonatkozó immissziós előírások alapján kell meghatározni. Ebben az esetben a befogadóba vezethető szennyvíz mennyiségét és minőségét az határozza meg, hogy a bevezetés alatti koncentráció(k) ne haladják meg a befogadó minőségi határértékeket. Vita tárgya lehet, hogy:

- Hol kell teljesíteni (mérni) a befogadóban a szennyvízbevezetés hatására kialakult koncentrációt?
- Időben változó terhelés és vízhozam mellett milyen helyzet tekinthető mértékadónak a befogadó vízminőségi állapota szempontjából (utóbbi azzal is összefügg, hogy a vízminőségi kritériumot milyen statisztikai jellemzőre írtuk elő).

A terhelhetőség ilyen módon függ a mindenkori meglévő állapottól, és annak az adott vízre (egy vagy több víztestre) vonatkozó célállapottól való „távolságától”. Figyelembe véve, hogy

a kiinduló állapotot a már meglévő terhelések befolyásolják, a terhelések változását eredményező szabályozási intézkedések, mint pl. az emissziós határértékek megadása, csak elvi alapon adhatók meg, hiszen pl. ebben az esetben a kibocsátási határértékeknek igazodniuk kell a meglévő és jövőbeli terhelésektől függő helyzethez. A vízminőség-szabályozás közvetlenül a befogadóra vonatkoztatott kritériumok alapján ezért bonyolult feladat.

A másik szabályozási lehetőség az elfolyó vizekre ír elő határértéket, általában két alapelv szerint:

- A rendelkezésre álló tisztítás technológiák alapján, a gazdaságosságot is figyelembe véve, technológiai határértékeket írnak elő,
- vagy az elfolyó víz határértékeket az egyes szennyvízkibocsátókra egyedileg határozzák meg, a befogadó terhelhetősége, a hígulás mértéke és az öntisztuló képesség (lebomlás) figyelembevételével.

A jelenlegi hazai szabályozás (28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet és a 220/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet) lényegében az említett két típust kombinálja, minimum követelményként az EU városi irányelv technológiai határértékeinek megtartása mellett a befogadóra gyakorolt tényleges hatások számításba vételének lehetőségét is fenntartva az egyedi határértékek adta lehetőséggel.

2.5. A vízminőség változása szennyvízbevezetés hatására

A vízminőség pillanatnyi állapotát sokféle, egymással összefüggő folyamat alakítja. A vízminőség változások nyomon követéséhez, a terhelések hatásainak előrejelzéséhez ezért a legtöbb esetben matematikai modelleket használunk. Bizonyos feltételek megléte azonban ezek a modellek lényegesen egyszerűsíthetők:

- időbeli állandóság esetén (stacionárius állapotban) a gyors, tranziens jelenségeket nem vesszük figyelembe,
- keskeny folyóknál, azonnali elkeveredést feltételezve csak a hosszmenti vízminőség változással kell számolnunk.

Ilyen esetekben az $x=0$, $C=C_0$ kezdeti feltételt alkalmazva a szennyezőanyag folyás irányú koncentrációja elsőrendű kinetikát feltételezve a $C(x) = C_0 \exp(-k x/v_x)$ egyenlettel írható le, ahol k a lebomlás sebességét jellemző kinetikai állandó, v_x a vízfolyás középsebessége. A kezdeti koncentráció az egyszerű hígulási összefüggéssel számítható:

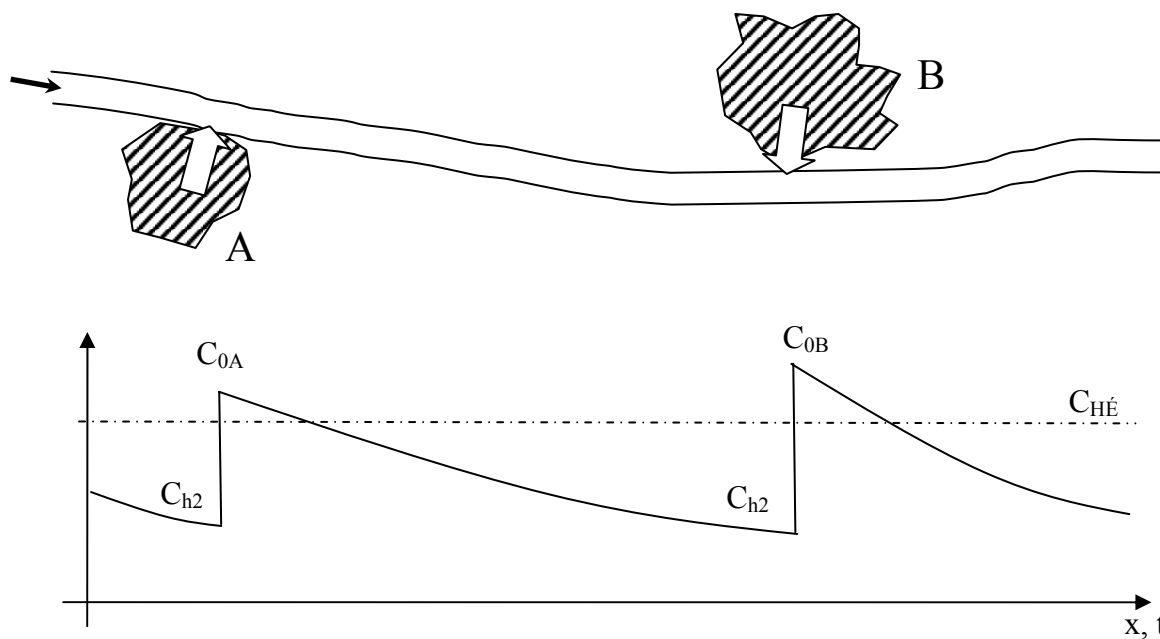
$$C_0 = \frac{C_h Q + C_{sz} q}{Q + q},$$

ahol C_h a bevezetés feletti háttér koncentráció, a Q a befogadó (terhelési állapot szempontjából mértékadó) vízhozama, C_{sz} a szennyvíz minőségét jellemző koncentráció, q a szennyvíz hozama (2.2 ábra).

Megjegyezzük, hogy a hígítás alapján számított C_0 valójában egy nem létező koncentrációhoz vezet, hiszen az a víztest teljes keresztmetszetére vonatkozó elkeveredést feltételez, ami csak konzervatív szennyező esetében állhat elő ténylegesen a befogadóban. Egyéb esetekben, még keskeny folyóknál is az elkeveredési szakaszon (csóvában) számolnunk kellene csekély

mértékű lebomlással. Ennek elhanyagolása azonban, különösen kisvízfolyásoknál nem okoz számottevő hibát.

Amennyiben a vízminőségi célállapotot valamely szennyezőre vonatkozóan egy immissziós határértékkel előírjuk, és ennek teljesülését – a VKI elveivel összhangban – a szennyvízbevezetéssel terhelt vízfolyás teljes szakaszán megköveteljük, a fenti számítással a befogadó terhelhetőségét a háttér szennyezettség és a hígulás mértéke alapján határozhatjuk meg. Több szennyvízbevezetés esetén a linearitás okán a hatások szuperponálhatók.



2.2 ábra: Szennyvízbevezetések vízminőségi hatása azonnali elkeveredés és első rendű kinetika szerinti lebomlást feltételezve (egyszerű vízminőségi modell)

Ajánlott irodalom:

Benedek, Pál – Literáthy Péter (1979): Vízminőség-szabályozás a környezetvédelemben.

Műszaki Könyvkiadó, Budapest

Katona Emil (szerk): A vízminőség-szabályozás kézikönyve. VÍZDOK Bp. 1989.

28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet

220/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet

91/271 EEC (Városi szennyvíz irányelv)

3. ELŐADÁS: VÍZMINŐSÉGI MONITORING

3.1. A monitoring rendszerek feladata, elemei

A monitoring rendszerek olyan megfigyelő rendszerek, melyek céljai:

- A vízminőség térbeli és időbeli változásának megfigyelése
- Az állapot változást kiváltó okok feltárása (beavatkozások tervezése - emisszió)
- A vizek minősítése (vízminőség - vízhasználatok), vízminőségi állapot osztályozása
- Trend detektálás (természeti körülmények hosszú távú változásainak értékelése és az emberi tevékenységből eredő hosszú távú változások értékelése)
- Átlagok (terhelések) és kritikus koncentrációk becslése a tervezéshez
- Határértékek megsértése (hatósági feladat)
- Balesetszerű szennyezés nagyságának és hatásának feltárása, havária jellegű szennyezések nyomon követése ("early warning")

Vízminőségi monitoring elemei:

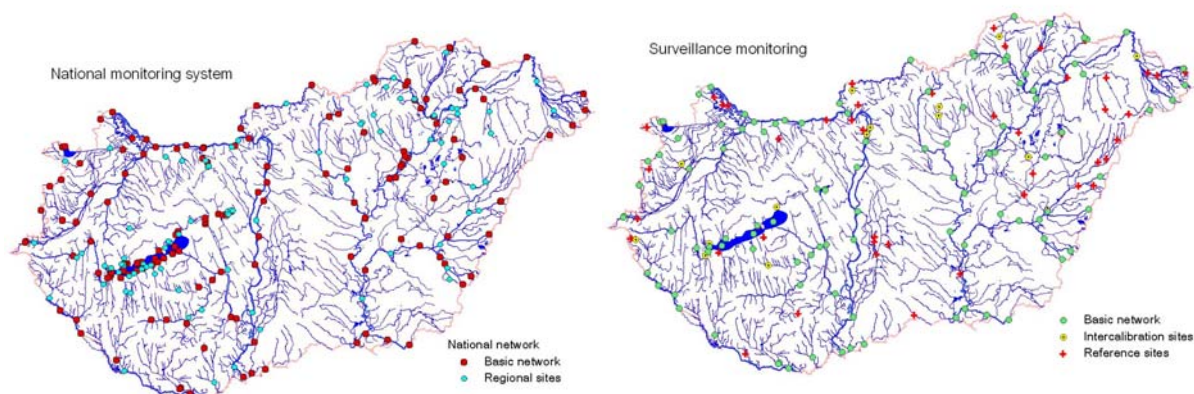
- Vizsgálati helyszín kiválasztása
- Időpont, mintavételi gyakoriság
- Mintavétel módja, előkezelés, szállítás
- Mérés (helyszíni, laboratóriumi - szabványosított eljárások, interkalibráció)
- Feldolgozás (analitikai módszerek)
- Az adatok elemzése, kiértékelése (+hidrológiai, morfológiai stb. adatok)
- Az eredmények megjelenítése, hozzáférés biztosítása.

3.2. Felszíni vízminőségi monitoring hazai gyakorlata

1968 – 2006: Törzshálózati vízminőségi monitoring rendszer működtetése

2007-től: VKI monitoring

Korábbi monitoring		VKI monitoring	
Hálózat	Mintavételi hely (db)	Hálózat	Mintavételi hely (db)
Törzshálózat	150	Felügyeleti (alapháló)	103+75*
Regionális	90	Működési (operatív)	~350
Lokális helyek	~250	Vizsgálati monitoring	-
Összes	~490	Összes	~550



3.1 ábra: Törzshálózati monitoring szelvénykiosztása (bal) és a VKI alaphálózat (jobb)

A monitorozás szempontjából a VKI szerinti előírások és a korábbi monitorozási gyakorlat között az alábbi lényeges eltérések vannak:

- A korábbi monitorozás során egy-egy szelvény állapotának felmérésére volt szükség, amelynek állapota vélhetően tükrözte a felvízi hatások eredőjét. A VKI szerinti monitorozás a víztest jellemző állapotának meghatározására irányul, amely nem azonos a „kifolyó szelvényvel”. Ez utóbbi esetben szükség van a víztest tér-és időbeni változékonyságának számszerű értékelésére is.
- A korábbi monitorozás során az állapot (osztályba sorolás) alapja a tartósság volt, a VKI szerinti monitorozásnak pedig alkalmasnak kell lennie az osztályba sorolás megbízhatóságának számszerű bemutatására is.
- A korábbi monitorozási gyakorlat elsősorban a fiziko-kémiai és kémiai minőségi elemek mérésén alapult, míg a VKI szerinti monitorozásban fő szerepet a biológiai minőségi elemek kapnak.
- A VKI szerinti monitorozás háromszintű, elkülönül benne a feltáró, az operatív és a vizsgálati monitorozás, míg a korábbi rendszer egyszintű volt.

Mintavételi gyakoriság hatása

A pontosság kérdésének vizsgálatakor a mintavételi gyakoriság és a mérés hibája közti összefüggéseket kell megfontolásra vennünk. Bármely megfigyelő rendszer esetében igaz, hogy a mintázások gyakoriságát alapvetően három dolog befolyásolja:

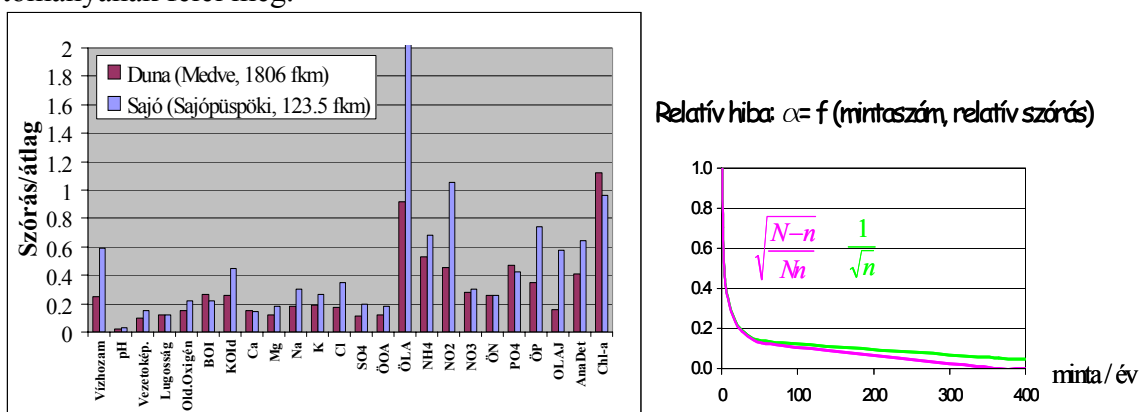
- Vizsgálendő jellemzők időbeli változékonysága.
- Eltérés mértéke a küszöb(határ)értékhez képest.
- Meghatározni kívánt információ (évi vagy évszakos átlag, trendek, 90 %-os tartósságú érték, stb.).

A vizsgálendő jellemző változékonysága alapján dönthetjük el azt, hogy milyen gyakori észlelés szükséges ahhoz, hogy az osztályba sorolást egy kívánt megbízhatósági szinten elvégezhessük. Az időbeli változékonyságot matematikailag a szórással (vagy varianciával), illetve annak átlagértékre vetített relatív értékével jellemezhetjük. Ez a vízminőségi komponensek esetében tág határok között (0.1 – 2) változik (3.2 ábra). Egy statisztikai jellemző becslésének hibája a relatív szórás értékével arányos (Cochran, 1962), ebből adódóan az egyes paraméterek azonos mintavételi gyakoriság esetén eltérő pontossággal mérhetők (a pontosság alatt itt most csak a gyakoriság szerepét vizsgáljuk, az analitikai módszer hibái értelemszerűen a becslési hibához még hozzáadódnak).

A becslés relatív hibája a mintaszám csökkenésével rohamosan növekszik (3.2 ábra). Az arányok érzékeltetésére néhány példa: ha napi gyakoriságú mérésorozathoz képest a mintavételt heti, kétheti, havi ill. szezonális gyakoriságra csökkentjük, az a becslési hibát az eredetinek 2.7, 3.0, 5.5, 9.6 – szorosára növeli. Ha kétheti mérések helyett havi mintavételt alkalmazunk, a pontosság mintegy másfélszer, szezonális mintavétellel két és félszeres hibát követünk el az eredeti hibához képest.

A precizitást befolyásoló harmadik tényező az állapot értékelés (osztályba sorolás) alapját képező statisztikai jellemző meghatározásától függ. Legkisebb hibával a középértéket becsülhetjük, a szélsőértékek megbízható meghatározásához a mintaszámot jelentősen növelni kell. A vízminőségi osztályozás nemzetközi gyakorlatában használt 90 %-os tartósságú érték meghatározásának hibája a középérték hibájának háromszorosa. Tehát ha a besorolás alapja nem az átlag, hanem a 90%-os tartósságú koncentráció, akkor ugyanolyan pontosság eléréséhez háromszoros mintavételi gyakoriságot kell alkalmazni.

A VKI nem foglal állást abban a tekintetben, hogy az osztályhatárokat milyen statisztikai értékre adjuk meg. Míg a korábbi gyakorlatra a hagyományos komponensek esetében eléggé egységesen a 90%-os tartósságú küszöbérték a leginkább jellemző, a VKI monitoring stratégiáját és a nagyszámú víztestet figyelembe véve az ehhez szükséges vizsgálati gyakoriság reálisan nem tartható fent. Ezért célszerűnek tartjuk a határértékek meghatározását a monitoring programok tervezésével együtt kezelni. Különböző mintavételi gyakoriság alkalmazása esetén várható megbízhatósági szinteket - hazai vízminőségi adatsorok statisztikai elemzése alapján – a 3.1 táblázat mutatja. A számításnál $\pm 20\%$ hibát engedélyeztünk, ami egyenletes osztályköz alkalmazása esetén a jó és a kiváló állapot EQR tartományának felel meg.



3.2 ábra: Vízminőségi jellemzők relatív szórása a Duna és Sajó mérési adataiból számítva (bal), A mintaszám csökkentésének hatása a becslési hibára (N: az a mintaszám, melyből a kívánt jellemző elméletileg pontosan meghatározható, n: a mintavételnél alkalmazott mintaszám, $n < N$) (jobb)

3.1. Táblázat: Az osztályba sorolás megbízhatósága (%) éves átlagkoncentrációk alapján, különböző mintaszámok esetén

Komponens	Szezonális (n=4)	Havi (n=12)	Kétheti (n=26)
pH	>99	>99	>99
vezetőképesség	98	>99	>99
ionok	85-95	> 98	>99
Lebegőanyag	30	55	70
Oldott oxigén	85	99	>99
BOI ₅ , KOI _{ps}	60	90	98
KOI _{cr}	65	95	99
NH4-N	35	60	65
NO2-N	45	70	90
NO3-N	70	90	98
Szerves N	60	85	95
PO4-P, Összes P	50	75	90
Klorofill-a	30	50	70
Nehézfémek	40-60	60 -85	> 90
Szerves mikroszennyezők	45-95	> 70	> 90

Ajánlott irodalom:

Cochran, W.G (1962): Sampling Techniques. John Wiley, New York

MSZ 12749 (1994): Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés.

RAGACS (2006): Komplex monitorozó rendszer és adatbázis kidolgozása különböző környezetterhelésű kisvízfolyásokon az EU VKI ajánlásainak figyelembevételével. – OM Projekt, SZIE-BME-VITUKI témabeszámoló, kézirat

4. ELŐADÁS: TRANSPORT FOLYAMATOK I

4.1. Szennyezőanyagok terjedése: általános transzportegyenlet

Miért szükséges a transzport folyamatok ismerete a vízminőség-szabályozáshoz?

- Vízminőségi változások számítása az emisszió hatására (növekedés, csökkenés, határérték)
- Keveredés térbeli léptéke (térbeli különbségek, a partok elérése, teljes elkeveredés)
- Szennyvízbevezetések tervezése (sodorvonal, part, partközeli vagy diffúzor-sor)
- Havária - események modellezése (szennyezőanyag-hullámok vagy időben változó emissziók hatásainak számítása, early warning - előrejelzés)

Általános transzportegyenlet alkalmazásának feltételei:

- A szennyezőanyagbevezetés az alapáramláshoz viszonyítva nem idéz elő számottevő sebességkülönbséget,
- A szennyezőanyag és a befogadó sűrűségkülönbsége kicsi,
- Konzervatív anyag

Konvekció-diffúzió 3D alapegyenlete:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial(v_x c)}{\partial x} + \frac{\partial(v_y c)}{\partial y} + \frac{\partial(v_z c)}{\partial z} - D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - D \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} = 0$$

Az egyenletben t – az idő (s), x, y, z – hossz, kereszt és függőleges irányú koordináták (m), v_x, v_y, v_z – áramlási sebességek (m/s), D – a diffúziós tényező. Az egyenlet szerint a koncentráció megváltozása, azaz az elkeveredés két eltérő folyamat következménye:

Konvekció: az áramlási sebességtől függően az eltérő koncentráció értékkel jellemzett részecskék egymáshoz viszonyítva különböző mértékben mozdulnak el.

Diffúzió: a szomszédos vízrészecskék egymással való (lassú) elkeveredése, koncentráció kiegyenlítődéshez vezet. D – a molekuláris diffúziós tényező (anyagjellemző, izotróp, víz - 10^{-4} cm²/s). Kiterjesztése: turbulens diffúzió és diszperzió (azonos alakú egyenlettel, csak D értelmezése lesz más és megjelenik h vagy A)

Turbulens áramlásban:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial(v_x c)}{\partial x} + \frac{\partial(v_y c)}{\partial y} + \frac{\partial(v_z c)}{\partial z} - D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - D_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} = 0$$

Turbulens diffúzió:

- Sebesség véletlenszerű ingadozásai (pulzációk)
- Matematikailag diffúziós folyamatként kezelendő
- D_x, D_y, D_z hely- és irányfüggő (nem homogén, anizotróp)

Diszperzió: A térbeli egyenlőtlenségekből adódó konvektív transzport (az átlaghoz képest előresiető, visszamaradó részecskék)

2D transzport egyenlet turbulens áramlásban (koncentráció vízmélység (H) menti átlaga):

$$\frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial(Hv_x C)}{\partial x} + \frac{\partial(Hv_y C)}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} \left(HD_x^* \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(HD_y^* \frac{\partial C}{\partial y} \right) = 0$$

ahol D_x^* , D_y^* a 2D egyenlet turbulens diszperziós tényezői (Taylor).

1D transzport egyenlet turbulens áramlásban (keresztmetszet (A) menti átlag):

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial(Av_x C)}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(AD_x^{**} \frac{\partial C}{\partial x} \right) = 0$$

ahol D_x^{**} az 1D egyenlet turbulens diszperziós tényezője.

Transzportegyenlet kiterjesztése nem konzervatív anyagokra:

- Források és nyelők vannak az áramlási térben
- Kémiai, biokémiai, fizikai átalakulások történnek
- Nem konzervatív szennyező: reakciókinetikai tag ($\pm R(C)$)
- Figyelembe vétele lineáris közelítéssel történik: $dC/dt = \pm \alpha \cdot C$, ahol α a reakciókinetikai tényező (rendszerint elsőrendű kinetika)

1 D egyenlet ebben az esetben:
$$\frac{\partial(A \cdot c)}{\partial t} + \frac{\partial(A \cdot v_x \cdot c)}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(A \cdot D_x^{**} \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \right) = \pm \alpha \cdot c$$

- Több szennyező egymásra hatása: C_1, C_2, \dots, C_n számú egyenlet!

Irodalom:

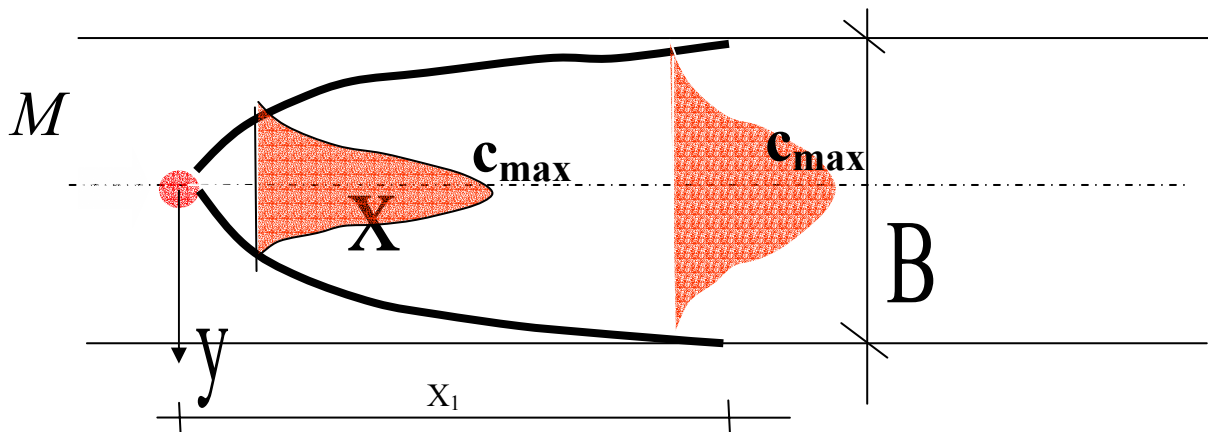
Somlyódy, L (1985): Szennyezőanyagok terjedésének meghatározása vízfolyásokban.

Vízügyi Közlemények UXVII. évf. 2. füzet

5. ELŐADÁS: TRANSZPORT FOLYAMATOK II.

5.1. Transzportegyenlet analitikus megoldásai, permanens elkeveredési csóva folyókban

Az elkeveredés távolságát a kétdimenziós (mélység mentén integrált) diszperziós egyenlet analitikus megoldásából, a koncentráció keresztirányú változásának normál eloszlását feltételezve a parti peremfeltétel figyelembevételével számíthatjuk, az alábbiak szerint:



5.1 ábra: Szennyvíz csóva folyóban, sodorvonalai szennyvízbevezetés esetén

A koncentráció a keresztmetszvény bármely y koordinátájú pontjában a szennyvízbevezetés alatt x távolságra:

$$C(x, y) = \frac{M}{dh(\pi D_y x v_x)^{1/2}} \exp\left(-\frac{v_x}{4D_y x} y^2\right)$$

ahol v_x (m/s) a folyásirányú szelvény közép sebesség, D_y (m²/s) a keresztirányú diszperziós tényező, M (g/s) a bevezetett szennyvíz anyagáram. A turbulens diszperziós tényező – mely a sebesség függvény menti változásának az elkeveredésre gyakorolt hatását fejezi ki – származtatásához többféle empirikus összefüggés áll rendelkezésre. Példaként a Fisher (1979) formulát adjuk meg:

$$D_y = d_y R U_* \quad \text{és} \quad U_* = \sqrt{gRS},$$

melyben d_y dimenzió nélküli konstans (egyenes mederre 0.15, szabálytalan mederre 0.2-0.6). R (m) a hidraulikus sugár (nedvesített terület/nedvesített kerület), S (-) a vízfelszín esése.

Az elkeveredés távolsága a szennyvíz csóva szélességéből számítható, a part elérésekor ugyanis a csóva szélessége (B_{cs}) egyenlő a meder szélességével (B). A part elérése (sodorvonalai bevezetés esetén):

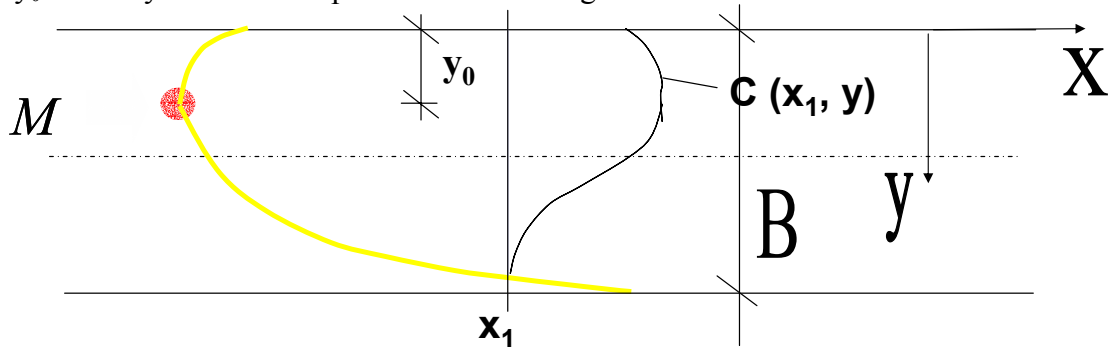
$$x_1 = 0.027 \frac{D_y}{v_x} B^2,$$

azaz a partszélesség négyzetével arányos, és fordítottan arányos az áramlási sebességgel. Parti bevezetés esetén ez a távolság négyszereződik. A partok elérésekor (az ábrán is látható módon) a koncentráció még nem kiegyenlített. A teljes elkeveredés számítása (a partélről történő szennyezőanyag „visszaverődés” figyelembevételével) a parti peremfeltétellel közelítőleg az első elkeveredési távolság (x_1) háromszorosára adódik.

A koncentráció számítása, ha a szennyvízbevezetés a keresztmetszvény tetszőleges pontjában történik:

$$C(x, y) = \frac{M}{2H\sqrt{\pi D_y v_x x}} \left\{ \exp\left(-\frac{v_x}{4D_y x}(y - y_0)^2\right) + \exp\left(-\frac{v_x}{4D_y x}(y + y_0)^2\right) \right\}$$

ahol y_0 a szennyvízbevezetés parttól mért távolsága.



5.2 ábra: Szennyvíz csóva alakja, ha a bevezetés a parttól y_0 távolságra van

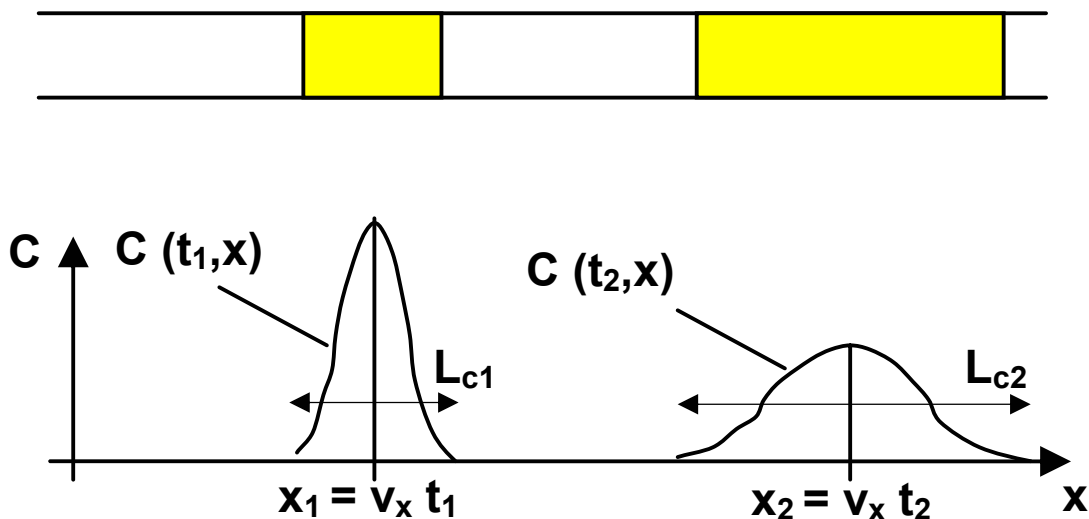
Az előző megoldás csak arra a szakaszra érvényes, amikor a csóva legfeljebb az egyik partot éri el. A teljes szakaszra érvényes megoldáshoz a tükrözési elvet kell alkalmazni.

Lökésszerű terhelés, szennyezés hullám levonulása

A hosszirányú, 1D diszperziós egyenlet megoldása (lökésszerű szennyezés esetén):

$$C(x, t) = \frac{G}{2hB\sqrt{\pi D_x t}} \exp\left(-\frac{(x - v_x t)^2}{4D_x t}\right)$$

ahol G (g) a szennyezés tömege, D_x (m^2/s) a hosszirányú diszperziós tényező, h (m) a vízmélység, B (m) a mederszélesség. A koncentráció a szelvényterületre vonatkozó átlag.



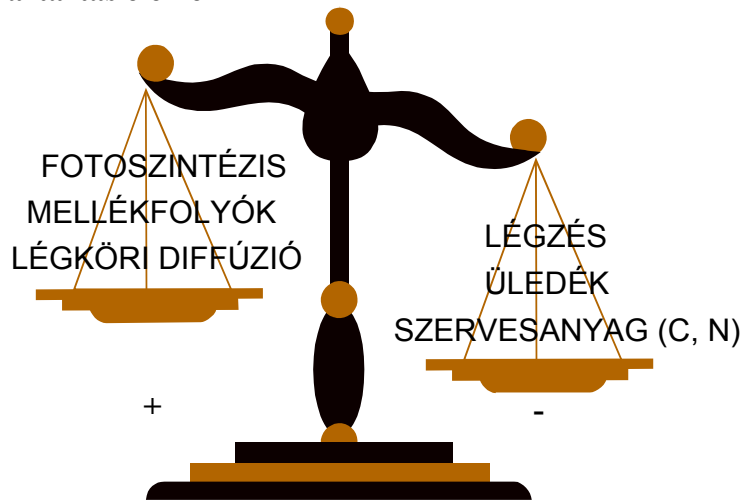
5.3 ábra: Szennyvíz hullám levonulása (1D)

Irodalom:

Somlyódy, L (1985): Szennyezőanyagok terjedésének meghatározása vízfolyásokban. Vízügyi Közlemények UXVII. évf. 2. füzet

6. ELŐADÁS: VIZEK OXIGÉN HÁZTARTÁSA

6.1. Oxigén háztartás elemei



A vizek oxigén háztartását befolyásoló hatások: oxigén források és oxigén fogyasztó folyamatok

6.2. Oxigénvonal számítása

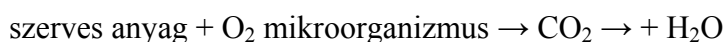
A vizek oldott oxigén koncentrációjának számításához minimálisan két, egymással ellentétes folyamatot kell figyelembe vennünk, a szerves anyagok (főként C és N) lebomlás oxigén szükségletének időbeli változását és a légkörből történő oxigén diffúzió vízfolyás menti alakulását. A folyamatok leírásához használhatjuk a vízminőségi modellezés öseként ismert folyóvízi oxigén háztartási modellt.

Streeter és Phelps 1925-ben publikált oxigén háztartás számítási összefüggésit tekintik a vízminőség szabályozási modellek alapjaként. A két változót (szervesanyag és oldott oxigén) tartalmazó modellt a szerzők az Ohio folyóra alkalmazták először. Az oxigén felhasználásával történő biológiai szervesanyag-lebontás közelítőleg első rendű reakciósebességgel írható le, az oxigénfelhasználás sebessége arányos a rendszerben lévő oxidálható szerves anyag mennyiségével. Az összefüggés exponenciális egyenlettel írható le:

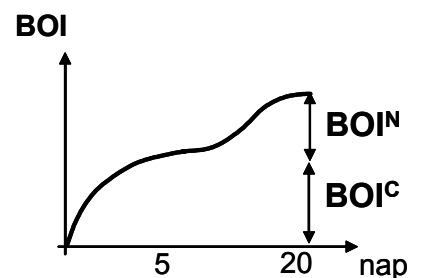
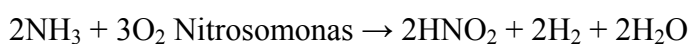
$$L = L_0 (e^{-kt}),$$

ahol: L_0 (mg/l) – a kezdeti szervesanyag-koncentráció, L (mg/l) – t idő után visszamaradó szerves anyag mennyisége, k (1/nap) – a lebontási folyamatok sebességét jelzi, kinetikai állandó, mely hőmérsékletfüggő: $k(T) = k^{T=20C} \cdot 1.04^{(T-20)}$. Értékét a szennyvíztisztítás befolyásolja, tisztítatlan (nyer) szennyvíznél 0.35, biológiai tisztítás után 0.08-0.15.

A biológiai oxidáció két fő reakciólépcsőből 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:



A szén és a nitrogén lebontás együttes oxigén szükségletének (L) meghatározása az 5 napos biokémiai oxigénigény és a Kjeldahl N koncentráció ismeretében:

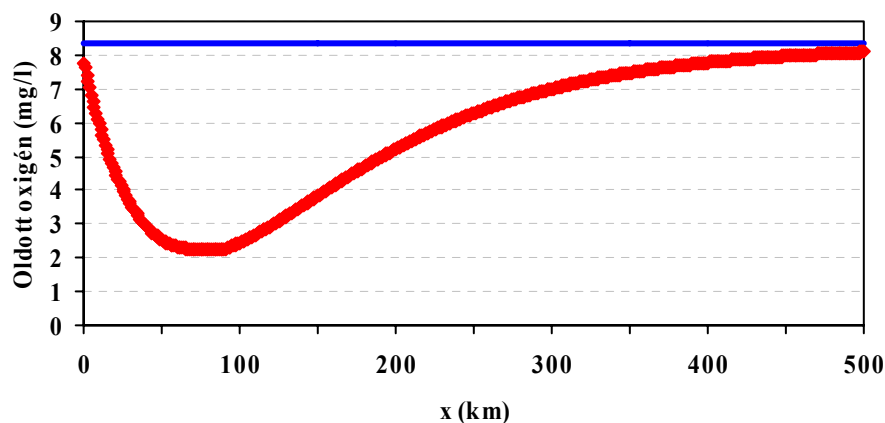
$$L = \text{BOI}_5 + kN \cdot 4.57$$

A levegőből történő oxigén diffúzió az oxigén deficit (a telítési koncentráció, C_s és az aktuális oxigén szint különbsége, $D = C_s - C$), valamint a beoldódás sebességét jellemző, a folyó áramlási paramétereitől függő oxigén beviteli tényező (k_a) függvényében írható le: $dC/dt = -k_a (C_s - C)$.

A két folyamat eredőjeként az oldott oxigén változás egyenlete (azonnali elkeveredés és stacionárius állapot esetén):

$$C(t^*) = C_s - \frac{k_1}{k_2 - k_1} L_0 \{ \exp(-k_1 t^*) - \exp(-k_2 t^*) \} + D_0 \exp(-k_2 t^*)$$

Az egyenletben $t^* = x/v_x$ a levonulási időt, L_0 és D_0 az elkeveredés utáni, kezdeti értékeket jelölik. lebomlás oxigén fogyasztása és az oxigén diffúzió az un. kritikus helyen van egyensúlyban, itt a legalacsonyabb a szennyvízbevezetés alatt az oldott oxigén koncentráció várható értéke (6.1 ábra).



6.1 ábra: Oldott oxigén koncentráció változása szennyvízbevezetés alatt a Streeter-Phelps modell alapján

A befogadó vízminőségi célok teljesülését a kritikus helyen (minimális oxigén koncentráció) kell biztosítani.

Oxigén-modell bővítése:

1. Nitrifikáció egyszerűsítve
2. Speciális eset: anaerob szakasz számítása
3. Szervesanyag oldott és ülepedő frakciók különválasztása
4. Üledék oxigén igénye
5. Nitrifikáció részletesebben
6. Fotoszintézis, légzés

Irodalom:

Thomann, R.V. and Mueller, J.A.(1987): Principles of Surface Water Quality Modeling and Control Harper & Row, Publishers, New York, p. 644

7. ELŐADÁS: OXIGÉN PROBLÉMÁK KEZELÉSE

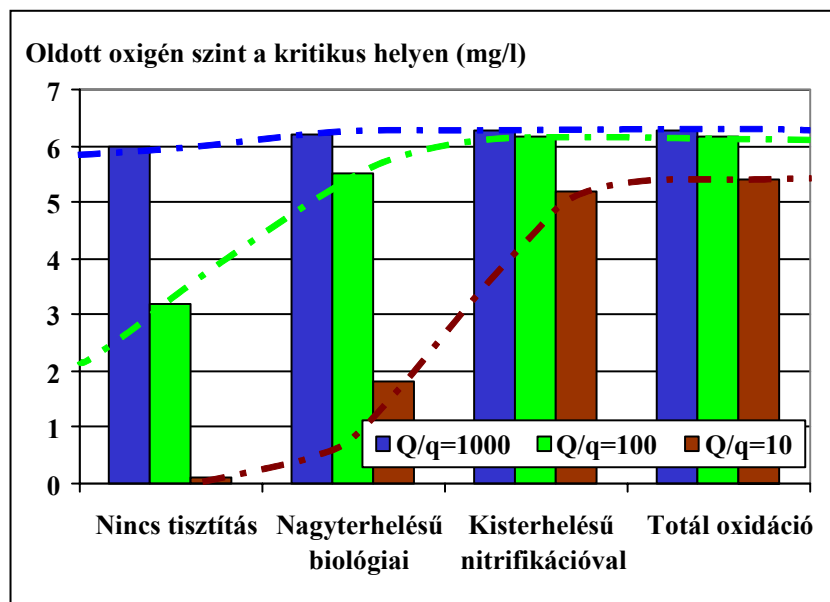
7.1. Emisszió csökkentési módszerek

Szennyvíztisztítás

- Települési (kommunális szennyvíz) – BOI, kN
- Ipari szennyvíz: élelmiszeripar (konzervgyár, vágóhíd, húszüzem, cukorgyár, szeszipar stb – BOI,KOI, kN), vegyipar (műtrágyagyártás – NH₄), papírgyártás (KOI)

7.1 táblázat: Szennyvíztisztítási alatechnológiák relatív költsége és tisztítási hatékonysága

Technológia	Rel. költségek		Tisztítási hatások (%)			N formák (%)	
	Ber	Üzem	BOI	ÖN	ÖP	NH ₄	NO ₃
Mechanika	1.0	1.0	30	5	15	100	0
M + Kicsapatás	1.09	1.5	55	15	75	100	0
Nagyterhelésű biológia	1.40	1.7	92	15	25	100	0
Kisterhelésű biológia	1.70	2.0	95	15	30	5	95
Nagyterhelésű Bio + P	1.45	2.0	92	25	90	100	0
Kisterhelésű Bio + P	1.75	2.3	95	25	95	5	95
NB + P +részleges N	1.95	2.4	95	60	95	5	95
NB + P + teljes N	2.40	3.0	95	85	95	0	100



7.1 ábra: Az oldott oxigén koncentráció várható minimuma a szennyvízbevezetés alatt, különböző tisztítási technológiák alkalmazása és eltérő hígulási viszonyok mellett

Egyéb szennyezőforrások csökkentése

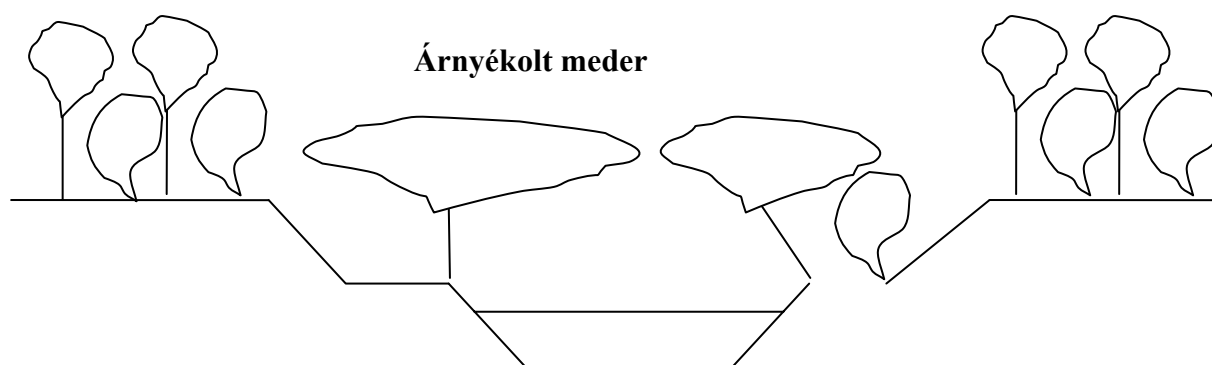
- Csatornázás, rákötés a meglévő rendszerre - illegális szennyvízbevezetések felszámolása

- Házi szennyvíztisztítók – szakszerű egyedi szennyvíz elhelyezés (oldómedence + szikkasztás)
- Állattartó telepek – BOI, NH₄ (Megfelelő trágyatárolás, Hígtrágyás állattartás → almos trágyázás, mezőgazdasági felhasználás (újrahasznosítás))

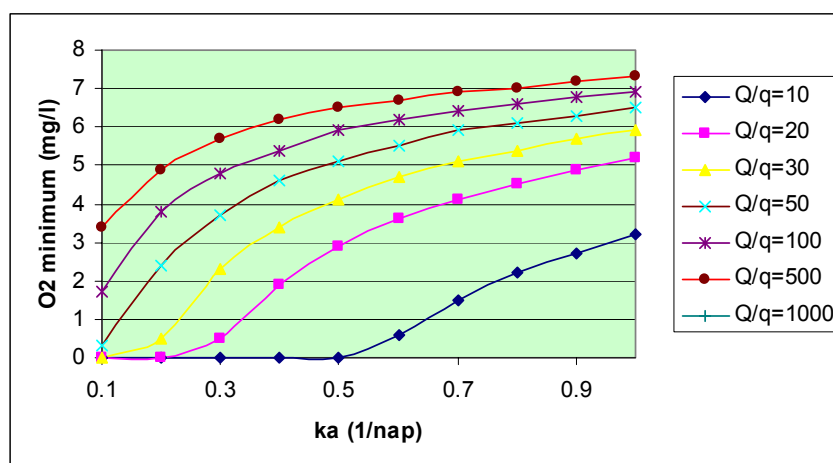
7.2. Vízhőmérséklet javítása

Öntisztulás, oxigén bevitel fokozása (→ oxigén beviteli tényező növelése):

- Fenéklépcső, fenékküszöb, szűkület, bukó stb. (hosszirányú átjárhatóság korlátozása miatt ökológiai szempontból nem jó)
- Természetközeli (ökológiai szemléletű) mederrendezés
- Csobogók, kanyargós meder, hosszabb tartózkodási idő, parti zóna megléte, gazdagabb élővilág
- Hipolimnion (alsó réteg) levegőztetése, cirkuláció (csak mély tavakban)
- Iszapkotrás, üledék eltávolítása (folyókák, tavak)



7.2 ábra: Öntisztulást elősegítő mederszelvény



7.3 ábra: Az oxigén beviteli tényező hatása a kritikus oxigén koncentrációra, különböző hígulási arányok mellett

Irodalom:

Öllös Géza: Szennyvíztisztítás I., II. BME Mérnöktovábbképző Intézet, Budapest, 1992.

Szilágyi Ferenc – Orbán Vera: Alkalmazott hidrobiológia. MAVÍZ, Budapest, 2007.

8. ELŐADÁS: TAVAK EUTROFIZÁLÓDÁSA

8.1. Tavak általános jellemzői

Tavak kialakulása

- Természetes
- Mesterséges (duzzasztógáták, (ivóvíz)tározók, halastavak, üdülőtavak, hűtőtavak stb.)

Tavak jellemzői

- Morfológia
- Vízháztartás
- Vízmozgás, áramlások
- Hőmérséklet és fényviszonyok,
- Tápanyag ellátottság
- Kémiai jellemzők, sótartalom

Eutrofizálódás: tápanyagfeldúsulás

Az eutrofizáció kutatása közel fél évszázadra vezethető vissza. Többéves szakmai vitát követően (Likens, 1972) 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. Az OECD által koordinált, mindezidáig legnagyobb átfogó vizsgálatban megállapították, hogy az alga biomasszával arányos a tavak P koncentrációja, ami a külső terhelés lineáris függvénye (Vollenweider és Kerekes, 1982). A külső terhelés mérséklésével tehát a biomassza csökkenthető, és az eutrofizálódás elleni védekezés legfontosabb eszköze a vizek foszforterhelésének mérséklése. A foszfor eutrofizálódásban betöltött kulcsszerepe a limitálás elvével magyarázható.

Liebig (1855) a műtrágyázás hatását vizsgálva kimutatta, hogy a termesztett növények hozamát az a tápanyag határozza meg, amelyik a szükségeshez képest a legkisebb mennyiségben áll rendelkezésre („minimum elv”). Redfield (1958) a La Manche csatornát vizsgálva a fitoplantonra közel állandó elemösszetételt állapított meg: $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_1$. A tápanyagokkal szemben támasztott igényeket az elemek természetbeli előfordulásával összehasonlítva azt tapasztalhatjuk, hogy leggyakrabban a nitrogén- és a foszforigény haladja meg a kínálatot (Vallentyne, 1974). 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.

Kiváltó okok (főként P és N terhelések): vízgyűjtő

- Szennyvíz (közvetlen, közvetett) - pontszerű
- Városi lefolyás
- Mezőgazdaság - nem-pontszerű (csapadék)
- Ipar
- Légköri kihullás

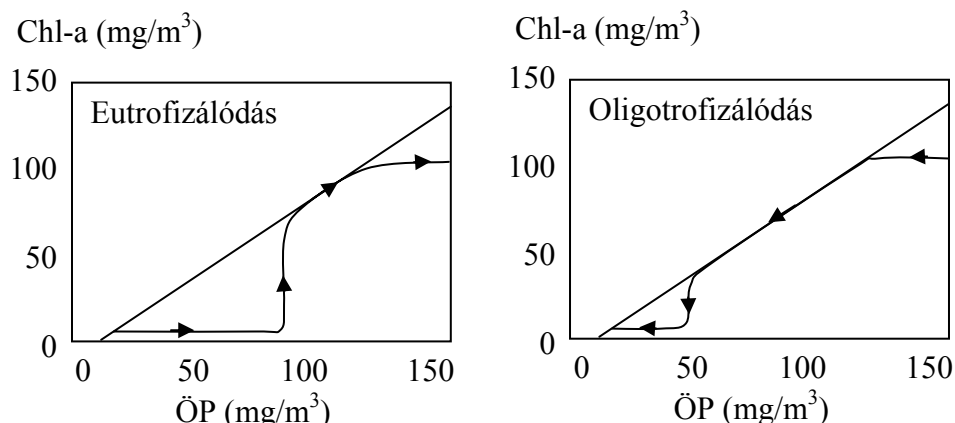
8.2. Terhelés – trofitás kapcsolata

Kezdetben, főként a szennyvizek P eltávolításával a trofitás csökkentését célzó beavatkozások több tó esetében is sikerrel jártak: a foszforterhelés mérséklésével a káros folyamat valóban visszafordíthatónak bizonyult (Forsberg, 1985, Edmondson és Lehman, 1981, Sas, 1989). A helyreállítás azonban nem járt mindig sikerrel. A szakirodalom számos példát mutat be arra, hogy a fokozott mértékű algásodás a külső terhelések csökkentése után is folytatódott, Cullen és Forsberg, 1988, Sas, 1989, van Liere és Gulati, van der Molen és Boers, 1994) különösen azoknál a tavaknál, melyek üledékében sok tápanyag halmozódott fel. Ennek magyarázata, hogy a tavak általában „tápanyag-csapdaként” működnek. A mély, rétegzett tavakban az elsődleges termelés a felső rétegben, az epilimnionban folyik, és lebomló szervesanyagból felszabaduló tápanyagok a hipolimnionba kerülnek. A két réteg mérsékelt égövön csak a tavaszi és őszi hőkiegyenlítődés („turnover”) időszakában keveredik. A sekély tavakban hipolimnion nincs, a tóba jutott tápanyagok nagy része az üledékben halmozódik fel, ahonnan bizonyos körülmények között visszaléphet a víztérbe (Boström és mtsai, 1982). Az így kialakuló, ún. belső terhelés az eutrofizálódást a külső tápanyagforrások megszüntetése után még évekig, vagy akár évtizedekig is fenntartja (Sas, 1989, Reynolds, 1992, Sondergaard és mtsai, 2003).

Annak tényét, hogy a tavak ellenállnak a külső terhelés változásának, sokan megállapították, és a terhelés csökkentése utáni trofikus választípusokat különböző módon jellemezték. Cullen és Forsberg (1988) a tavakat három csoportba sorolta, aszerint, hogy a beavatkozásokat követően (1) a trofitás számottevően, legalább egy osztályt csökken (pl. hipertrófból eutróf, stb.); (2) a trofitás mutatói javulnak, de nem olyan mértékben, hogy a tó kedvezőbb trofitási kategóriába kerülne át; (3) az alga biomassa alig, vagy egyáltalán nem csökken (esetleg a fajszerkezet módosul kedvező irányba). A Sas (1989) által koordinált átfogó tanulmányban 18 olyan európai tavat vizsgáltak, melyek külső terhelését jelentősen mérsékelték. A trofikus választ négy szakasszal jellemezték: amíg a biomasszát a P nem korlátozza, a csökkenő külső terhelés mellett a klorofill változatlan marad. A második szakaszban a fitoplankton biomasszáját már a tápanyag határozza meg. Mély tavaknál az egységnyi tófelületre vonatkoztatott biomassa mennyisége ugyan még nem csökken, de az algák a tápanyaghiány miatt mélyebbre hatolnak, növelve ezzel az átlátszóságot. Sekély tavaknál ez a fázis kimarad, a biomassa a P terheléssel arányosan változik. Az elérhető maximális alga biomassa mennyiségét, azaz a tó „eltartóképességét” a rendelkezésre álló P szabja meg (Reynolds, 1992). Az utolsó fázisban megváltozik a fitoplankton faji összetétele, a cianobaktériumok biomasszája abszolút és relatív értelemben is csökken. Istvánovics (2000) megállapításai szerint az utóbbi csak az egész évben planktonikus formában lévő *Oscillatoria* fajokra igaz, az üledékben áttelelő cianobaktériumok (pl. a Balatonban is megtalálható *Cylindrospermopsis raciborskii*) visszaszorulásához hosszabb idő szükséges (Istvánovics és Herodek, 1994).

Scheffer és mtsai (1993) a fitoplankton-makrofiton dominanciát is tartalmazó elmélete szerint a külső terhelés növekedését kezdetben a makrofitonok P felvétele és az üledék adszorpciós kapacitása kompenzálja. Amikor az üledék már kezd telítődni, a vízben növekszik a P töménysége, azonban a makrofitonok dominanciája nem engedi az algák előretörését. Ezután hirtelen, nem lineáris váltással a rendszer összeomlik és a fitoplankton válik uralkodóvá. Az ezt követő időszakban, amíg a fitoplankton biomassa P limitált, a tavi P koncentráció a klorofill növekedésével lineárisan változik (a meredekséget a domináns fajokra jellemző Chl/P arány szabja meg). Az alga biomassa felső határát elérve, amikor már a fény a korlátozó, a vízben a P főleg a belső terhelés miatt növekedhet tovább. A folyamat visszafelé más úton halad. A terhelés csökkentését először semmilyen változás nem jelzi, a tavi (főleg a nyári) P koncentrációt az üledék magas P leadása szabályozza. Ameddig a tóban a P

mennyisége nem csökken annyira, hogy a növekedést korlátozná, a biomassza konstans szinten marad. Az a küszöbszint, amelynél a fitoplankton már nem fény, hanem P limitálttá válik, a vízmélységtől és a fényviszonyokat meghatározó egyéb tényezőktől (pl. felkeveredés) függ. Amikor a tóvíz P koncentrációja már olyan alacsony, hogy az algák visszaszorulásával az átlátszóság növekszik, megjelennek a makrofítonok. A „tisztá” és a „zavaros” víz közötti átmenethez tartozó küszöbkonzentráció az *Oscillatoria* által dominált holland tavakban 50 mg/m^3 körül volt (Hosper, 1997), de a két stabil állapot közti átmenetet a koncentráción kívül számos egyéb tényező, mint például a felkeveredés, a víz kémiai összetétele, a mechanikai hatások, a hidrometeorológiai tényezők, a kimosódás is befolyásolják. A terhelés-trofitás meglehetősen bonyolult kapcsolatrendszere áttételeken keresztül érvényesül, nem lineáris, hanem késleltetések és hiszterézisek jellemzik (8.1 ábra, Hosper, 1998, Istvánovics, 2000). Annyi azonban bizonyos, hogy a terhelés csökkentésére adott válaszban meghatározó szerepe van a belső terhelésnek.



8.1 ábra: A hiszterézis elmélet bemutatása: az eutrofizálódás és az oligotrofizálódás hatása egy hipotetikus sekély tó nyári biomasszájára (Hosper, 1998)

Gyakori tapasztalat, hogy a külső terhelés hirtelen, drasztikus csökkentése a P visszatartás csökkenéséhez, esetenként negatív hatásfokhoz, azaz P kibocsátáshoz vezet. Ezt a szakirodalom a belső terhelés ugrásszerű megnövekedésével magyarázza (Sondergaard és mtsai, 2003). A belső terhelés időbeli változását sok tavon megfigyelték. Jeppesen és mtsai (1991) 27 sekély dániai tavat tanulmányoztak, amelyek külső terhelését jelentősen (34-94%-kal) csökkentették. A beavatkozások után 4-6 évig egyik tónál sem állt be az új egyensúly, függetlenül a tartózkodási időtől. Mivel az üledék P leadása főleg nyáron magas, amikor a kifolyás általában kicsi, a vízminőség javulás folyamata hosszú időt, esetenként több mint egy évtizedet vesz igénybe (Jeppesen és mtsai, 1998).

Az üledékben, különböző szorbensekhez kötődve a foszfor nagyságrendekkel nagyobb mennyiségben van jelen, mint a vízben (Herodek, 1997, Sondergaard és mtsai, 2003). 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 (Boström és mtsai, 1998). A frakcionálási eljárásokkal (például Hieltjes és Lijklema, 1980) a lazán adszorbeált, a vashoz, az alumíniumhoz, a kalciumhoz, a könnyen bomló és a nehezen bomló szervesanyaghoz kötött P-t lehet meghatározni. A belső terhelés alakítása szempontjából lényeges megkülönböztetni a labilis (szerves vagy szervetlen) kötésű P formákat és azokat a szorbenseket, melyek tartósan képesek a P-t megkötni. Általában a lazán kötött szerves, és a vashoz kötött, redox függő frakciókat tekintik a potenciálisan mozgékony P-nak (Sondergaard, 2003). A szorbensek aránya tavanként igen eltérő lehet.

A vashoz kötött P leadás redoxpotenciál függő, ha az üledékben lévő Fe(III) redukálódik Fe(II)-vé, a hozzá kötött P oldatba megy. A vízben a fotoszintézis a pH-t növeli, és ez csökkenti a vas és alumínium vegyületek P kötési kapacitását a vízzel érintkező üledékben (Boström és mtsai, 1982). Meszes vizű tavakban azonban a pH emelkedése kedvező hatású, mert az oldott foszfát adszorbeálódik vagy koprecipitálódik a kicsapódó CaCO₃ kristályokon (Danen-Louwerse, 1995). Kemény vizekben ezért a kalcium legalább olyan fontos P szabályozó elem, mint a vas (Golterman, 1982). Az üledék karbonátban való dúsulása javítja az üledék szorpciós tulajdonságait, megvédi a szorpciós kapacitás kimerülésétől (Istvánovics és mtsai, 1989).

A belső terhelés pillanatnyi alakulását a vashidroxidhoz kötött P határozza meg, ami a redox viszonyok függvényében változik és redukív környezetben a P leadás megnövekszik. A kalcium szerepe inkább hosszú távon fontos: szabályozza a szorpciós egyensúlyt, és mint „tartós” szorbens, hozzájárul, hogy az üledékbe került P végleges kikerüljön a tavi anyagforgalomból. A vas azonban fajlagosan sokkal több P-t képes megkötni, mint a mész¹, így a belső terhelés hosszú távú alakításában is meghatározó szerepe van.

Az üledék foszfor forgalomban betöltött szerepe különösen sekély tavak tápanyagforgalmában bizonyult alapvetőnek (Lijklema, 1986), mivel az üledék folyamatosan kapcsolatban áll a felette lévő vízoszloppal. 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 adszorpciós/deszorpciós egyensúlynak megfelelően ad le (vagy köt meg) foszfátot a vízbe(ből). 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 szorpciós 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 P visszatartás mechanizmusai tavakban

A tavak nettó P visszatartását két ellentétes előjelű folyamat szabályozza: a formált P ülepedése és az üledék P leadása. A P visszatartásához a biotikus és az abiotikus folyamatok különböző mértékben járulhatnak hozzá. A biotikus P eltávolítás döntően az algák P ciklusához kötődik a bennük tárolt formált szerves P kiülepedése miatt. Az elpusztult algák részben a vízben, részben az üledékben mineralizálódnak. A lebomló algákból felszabaduló P bizonyos hányada adszorbeálódhat az üledékben, a többi visszakerül a vízbe, hogy aztán újabb alga teremjen belőle. A fitoplankton néhány napos generációs idejét figyelembe véve egy szezon (vegetációs időszak) alatt 15-20 alganemzedék is kifejlődhet, és ha minden ciklusból a foszfornak csak 10-20%-a kerül az üledékbe, ez összességében már jelentős P visszatartást eredményezhet (Istvánovics, 2000). Mivel a folyamathoz időre van szükség, a kiülepedés a tartózkodási idővel arányos, ahogyan ez a tapasztalati modellekben is szerepel.

¹ Néhány száz mg m/m³ foszfát koncentrációnál a friss CaCO₃ 100:1 arányban, kisebb koncentrációnál 1000:1 arányban adszorbeálja a foszfátot (Lijklema és mtsai, 1986).

A vízgyűjtőről lefolyó vizek – különösen erózióra hajlamos területeken – nagy mennyiségben tartalmazhatnak szervesen partikulált P-t, ami a tóba érkezve (általában a befolyó közelében) kiülepszik. Szintén abiotikus P eltávolításhoz vezet, ha a vízbéli oldott P koncentráció az üledék és a víz közötti szorpciós egyensúlynál magasabb, és a „felesleget” a biogén mészkiválás és a felkeveredő üledék adszorpciója révén az üledékben és/vagy a lebegőanyagban található szorbensek megkötik. Amennyiben az algák foszforhiányosak, az algák P felvétele a biotikus egyensúlyhoz képest jelentősen módosíthatja a vízbéli foszfát koncentrációt, csökkentve az abiotikus P eltávolítást és növelve a belső terhelést. Az abiotikus és a biotikus folyamatok tehát a P visszatartást együttesen alakítják.

Tómodellek

A foszfor eutrofizációban betöltött szerepét felismerve a tápanyagterhelés és trofitás kapcsolatát számos kutató vizsgálta. Mindmáig legismertebb és legelterjedtebb az OECD által koordinált vizsgálat eredményeként született tapasztalati összefüggés, amelyet mintegy 140 tó és tározó összehasonlításával nyertek (Vollenweider és Kerekes, 1982). Az eutrofizáció modellezése is közel három évtizedes múltra tekint vissza (Scavia és Robertson, 1979), azóta számos, a tavi tápanyagforgalom modellezését összegző mű született (Orlob, 1983, Straskraba és Gnauck, 1985, Thomann és Mueller, 1987, Jörgensen, 1988, Chapra, 1997).

Vízminőségi modellezéssel a hazai szakma úttörői már a hetvenes években foglalkoztak. Hock (1974) a Sajóra dolgozott ki előrejelzésre alkalmas modellt, Somlyódy (1976) a Dunában a szennyezőanyagok elkeveredését vizsgálta. Tavi eutrofizációs modellt elsők között Jolánkai (1979), majd Herodek és mtsai (1982) alkalmaztak a Balatonra. Kutas és Herodek (1986) a Balaton négy medencéjére fejlesztett tápanyagforgalmi modellje „BEM” modellje alapozta meg a tó vízminőség szabályozási tervének elkészítését (Somlyódy és van Straten, 1986). Amíg 10-15 évvel ezelőtt a modellezés sikerét még leginkább a számítástechnika korlátozott lehetőségei szabták meg, ma a legnagyobb akadályt az adathiány jelenti (Somlyódy, 1999).

A tavak hosszútávú viselkedésének előrejelzése a vízminőségsszabályozás alapfeladata. A Víz Keretirányelv szerint 2025-re minden 50 ha-t meghaladó állóvízre teljesíteni kell az előírt vízminőségi célokat. A cselekvési programok kidolgozásához – amelyeket a VKI előírásának megfelelően az ún. „vízgyűjtő gazdálkodási tervekben” kell majd bemutatni – olyan egyszerű, korlátozott számú észlelési adat esetén is használható modellekre van szükség, amely figyelembe tudja venni a külső terhelés változásának hatását, az üledék és a belső terhelés jövőbeli alakulását. Állóvizeink többségéről ugyanis – a nagy tavak kivételével – nemhogy hosszú észlelési idősorokkal, sok esetben még szórványos vizsgálatokkal sem rendelkezünk.

Ajánlott irodalom:

Sas, H (Coordination), (1989): Lake restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations. Academia Verlag, Richarz, p. 497.

Felföldy L. (1981): A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. Mezőgazdasági kiadó, Budapest

9. ELŐADÁS: AZ EUTROFIZÁCIÓ MODELELZÉSE I.

9.1. Statisztikai modellek

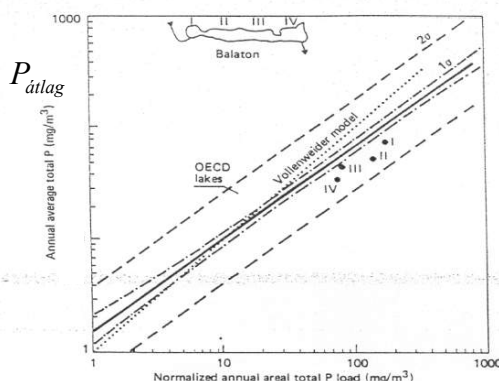
A tapasztalati (statisztikai) modellek az eutrofizáció okai és a vízminőség jellemzői között felírt empirikus összefüggéseken alapulnak, amelyeket viszonylag nagyszámú megfigyelés alapján határoznak meg. A terhelés-trofitás kapcsolatát többnyire két lépésben elemezték (Ahlgreen, 1967, Golterman és Oude, 1991): a külső terhelés és a tavi összes P (ÖP) koncentráció, valamint a tavi ÖP koncentráció és az (általában klorofillban kifejezett) alga biomassza közötti empirikus függvény felállításával. Az összefüggések alapját a tavakra felírt – gyakran fekete doboz modellként is definiált (Frisk, 1989) – éves anyagmérleg képezi, melyben hidraulikailag a tavat teljesen elkevert reaktorként tekintjük. Mivel a modellek időváltozót nem tartalmaznak, az időbeli változásokat csak úgy tudjuk figyelembe venni, hogy diszkrét, egyensúlyi állapotok sorozatát tekintjük. Az ilyen típusú modellek a rövid idejű változások dinamikáját értelemszerűen nem tudják leírni. Céljuk elsősorban a környezet eltartó képesség által elérhető, (potenciális) maximális biomassza becslése.

Az első tavi anyagmérleg Piontelli és Tonoulli (1964) nevéhez fűződik, akik az összes P kiülepedését a terhelés függvényében határozták meg. Dillion és Rigler (1974) 14 kanadai tóra állítottak fel összefüggést az ÖP visszatartás és a vízmélység/tartózkodási idő hányadosa között. Ezt továbbfejlesztve, Chapra (1975) a tavi ÖP koncentráció és a tó felszínének arányában, Vollenweider (1979) az ÖP koncentráció és a tó térfogata arányában írta fel az ÖP visszatartást. Vollenweider (1975) végezte az első statisztikai elemzést, és úgy találta, hogy a visszatartás csak a vízmélységtől függ, és az ún. látszólagos ülepedési sebesség értéke 10 m/év körül van. Chapra (1975) a legjobb illeszkedést $v_s = 16$ m/év esetében találta. Vollenweider 1976-ban fejlesztette ki ma is használatos modelljét, amelyben az ún. normalizált terhelés ismeretében meghatározhatjuk a tó éves átlagos ÖP koncentrációját:

$$P = \frac{l_p}{q(1 + \sqrt{\tau})}$$

ahol P az évi átlag összes P koncentráció (g/m^3), l_p ($\text{g/m}^2/\text{év}$) a tó fajlagos külső terhelése, q ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{év}$) a tó hidraulikai terhelése és τ a tartózkodási idő évben kifejezve.

Ez a felismerés alapozta meg az OECD által készített, mindezidáig legátfogóbbnak tekinthető felmérés elkészítését (Vollenweider és Kerekes, 1982), melyben 140 északi mérsékelt övi tó fajlagos foszforterhelését és trofitási jellemzőit hasonlították össze. Az OECD tavak kis eltéréssel, de jól illeszkedtek a Vollenweider által felállított egyeneshez, amelyhez a mérési adatok eloszlása alapján számított konfidencia intervallumokat is megadták.



$$P_{\lambda} = \frac{P_{fajl}}{q_{fajl}} \frac{1}{1 + \sqrt{\tau}}$$

7.1 ábra: OECD model és alkalmazása a balaton négy medencéjére

Az ÖP anyagmérlegekből levezetett empirikus vagy félempirikus modelleknek számos hasonló változata is született (Rechkow, 1979; Yeasted és Morel, 1978; Hoare, 1980; Golterman, 1980; Kerekes, 1983; Mahamat és Bhagat 1983; Salas és Martino, 1991), amelyek további tapasztalati

állandókat is tartalmaznak. A tavi átlagos ÖP koncentrációt a $P = \frac{P_{in}}{a(1 + \sqrt{\tau})^b}$ összefüggéssel

felírva P_{in} a koncentráció a befolyó vízben, τ (év) a tartózkodási idő, a és b állandók. Az OECD felmérésben főként mély tavakat vizsgáltak, és a legjobb illeszkedést a tóban mért átlagos foszfor koncentráció és a befolyó víz koncentrációjából a tartózkodási idő függvényében kifejezett mennyiség között $a = 1.55$ és $b = 0.82$ esetében kapták. Sekély tavakra jobb illeszkedést tapasztaltak, ha a nevezőben a tartózkodási idő négyzetgyökét $k = 2$ -vel megszorozták. A kifejezetten sekély rendszerekre kifejlesztett CUWVO egyenletben $a = 0.933$, $b = 1.02$ és $k = 2$ (Icke, 1996). Straskraba és mtsai (1995) és Straskraba (1996) 51 mély tározóban és 59 tóban vizsgálták a foszforvisszatartást, és szoros empirikus összefüggést találtak a P visszatartás és a tartózkodási idő között. A számtalan alváltozat ellenére az eredeti Vollenweider-modell (vagy OECD-modellként) elnevezett összefüggés terjedt el leginkább a gyakorlatban (Vollenweider és Kerekes, 1982).

Az empirikus összefüggések tehát a P visszatartást többnyire a tartózkodási idővel és/vagy a vízmélységgel fejezték ki, és az ülepedéssel jellemezték. A folyamatok háttérét azonban nem vizsgálták. Egyes tanulmányok viszont felhívták a figyelmet a P visszatartást befolyásoló eltérő mechanizmusok figyelembevételének fontosságára is. Jones és Bachmann (1978) jelentős P visszatartást tapasztaltak az Iowa-i tározókban, amelyet a tavaszi magas hordaléktartalmú befolyók P tartalmának kiülepedésével magyaráztak. A tározókban a Vollenweider modellel előre jelzett P koncentrációnál közel egy nagyságrenddel kisebbet mértek. Janus és Vollenweider (1984) korrelációs számításokkal demonstrálták, hogy a P visszatartásban első helyen valóban a tartózkodási idő a meghatározó, azonban a befolyó vizek koncentrációja is számít. Állításuk szerint az eutróf tavaknál nagyobb a P visszatartás, mint az oligotrófoknál, és ezt a magasabb P adszorpcióval indokolták. Kennedy (1999) vizsgálatai szerint a tartózkodási idő eltérően befolyásolja a P visszatartást attól függően, hogy mekkora a tározó külső terhelése. Tapasztalatai szerint $15 \text{ g/m}^2/\text{év}$ fajlagos terhelés felett a tartózkodási idő növelése csak kismértékben növelte a P visszatartást, alacsony külső terhelésnél azonban a kapcsolat szoros volt.

Golterman (1984) a vízbéli foszfát koncentráció és az üledék által adszorbeált P kapcsolatára empirikus összefüggést állított fel, mely szerint a befolyó P terhelés a befolyó víz foszfáttartalmának köbgyökével arányosan oszlik meg az üledék és a víz között:

$P_{sed} = A \sqrt[3]{P_w}$, ahol P_{sed} az üledéken adszorbeált foszfor, P_w a foszfát koncentráció, A pedig kalibrálandó paraméter.

Ajánlott irodalom:

Vollenweider, R. A. and Kerekes, J. J.(1982): Background and Summary Results of the OECD Cooperative Programme on Eutrophication. OECD Report, Paris

Somlyódy, L. and van Straten, G. (1986): Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication, With application to Lake Balaton. Springer-Verlag, Berlin, p. 386

10. ELŐADÁS: AZ EUTROFIZÁCIÓ MODELELZÉSE II.

10.1. Az algaszaporodást leíró P forgalmi modellek

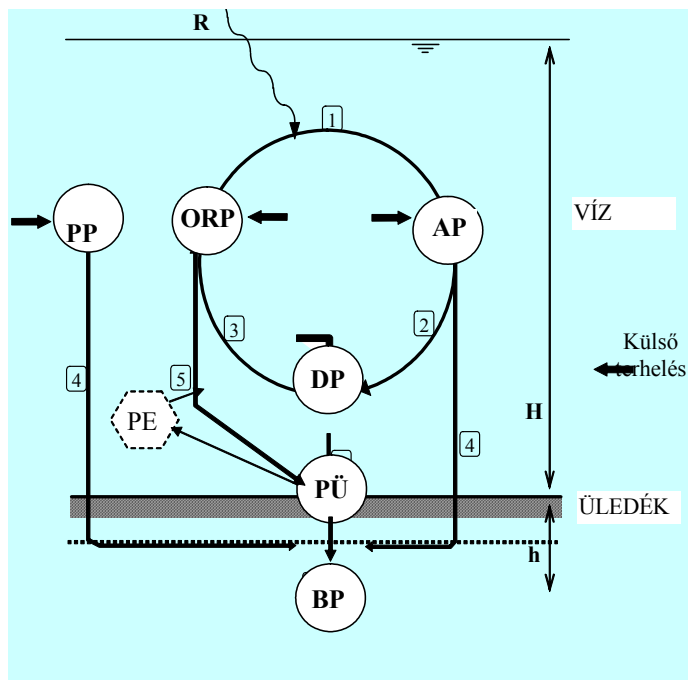
Ha célunk a fitoplankton, illetve a különböző P frakciók időbeli változásának leírása, a modellben az algák növekedését meghatározó folyamatokat is figyelembe kell vennünk. Az eutrofizációs modellek irodalma – az átfogó összegző műveket illetően is – ezen a téren a leggazdagabb (pl. Thoman és Mueller, 1986, van Straten, 1986, Jörgensen, 1988, Chapra, 1996). Az egyszerű P forgalmat leíró modellek is sok tekintetben különböznek egymástól, leginkább az állapotváltozók számát, az algaszaporodást befolyásoló tényezőket (hőmérséklet,- fény- és tápanyaglimitáció), a tápláléklánc további szintjeinek bevonását (zooplankton, baktériumok), vagy a belső terhelés leírását illetően. A vízbeli P frakciók között általában az alga, a detritusz, az oldott reaktív P, és a szerves partikulált P szerepel. Az alga esetében gyakori a szezonálisan dominánssá váló algacsoportok megkülönböztetése (például „téli-tavaszi” és „nyári” alga, nitrogén kötések stb., Kutas és Herodek, 1986). Ha a nitrogén limitálás fontos, a modellben a táplálékfelvétel leírása a P mellett a nitrogénnel is kiegészül. Míg az ÖP modelleket általában éves vagy évszakos, a dinamikus modelleket havi, napi (esetleg órás) időlépcsőben oldják meg.

Az eutrofizáció modellezése a 70-es évek elején indult és gyors ütemben fejlődött. Az első dinamikus algaszaporodást leíró modellek többek között Di Toro és mtsai (1974), Park és mtsai (1974), Canale (1976), Larsen és mtsai (1974) és Thomann (1975), Jörgensen (1979), Kutas és Herodek (1982) munkái nyomán váltak ismertté. Thomann (1975) modellje 20 állapotváltozót és 21 paramétert tartalmazott. Lung és Canale (1975) a michigani White Lake-re alkalmazott modelljében a folyamatokat térben is megkülönbözteti, a produkció csak a felső, lebomlás csak az alsó vízrétegben történik. Az első modelleket főként mély tavakra alkalmazták, ahol a felső és az alsó réteg közötti függőleges transzportfolyamatoknak fontos szerepe van az anyagforgalomban. A modellek fejlesztésénél főként a biológiai folyamatok leírására koncentráltak, kevesebb figyelem jutott a gyorsan lejátszódó kémiai reakciókra és a transzport mechanizmusokra (van Straten, 1986). Sekély tavaknál (részben) az üledékben zajló lebomlás és mineralizáció, illetve a szél keltette áramlások okozta felkeveredés miatt a víz és az üledék közti kölcsönhatások sokkal nagyobb jelentőségűek, mint a mély tavak esetében. Az 1980-as évek Balaton-kutatási eredményei a sekély tavak eutrofizálódásának modellezése (Jolánkai, 1979, Kutas és Herodek, 1982, Somlyódy, 1984, Leonov, 1982, van Straten, 1986, Shanahan és Harleman, 1986, Luettich és Harleman, 1986) a szél okozta felkeveredés leírása (Somlyódy, 1984, Shanahan és mtsai, 1986, Somlyódy és Koncsos, 1991) terén fontos eredményekhez vezettek.

A külső terhelés változása esetén az üledék szerepe meghatározóvá válik a tó tápanyagforgalmában (lásd: 2.3 fejezet). A víz-üledék fázis közötti kölcsönhatásokat az üledék összetételétől függő szorpciós tulajdonságai, a redox viszonyok, és mindezeket befolyásoló fiziko-kémiai és biokémiai folyamatok együttes hatása jellemzi. Ennek fontosságát felismerve számos tanulmány foglalkozott a belső terhelés leírásával. Már az első ÖP modellek többsége is figyelembe vette az üledék hatását (többnyire valamilyen konstans visszacsatolást alkalmazva) és a végleges foszfor „eltemetődést”, amely során az üledék P tartalmának bizonyos frakciója véglegesen kilép a tavi P forgalomból.

A víz-üledék közti anyagtranszportot a Balatonra alkalmazott IASA modellek is tartalmazták (van Straten, 1986) a diffúzió és/vagy az adszorpció-deszorpció leírásával. Az üledék P készletének hosszú távú változása azonban csak a BEM modellben (Kutas és Herodek, 1986) szerepelt, melyben az üledék P-t tápláló, kiülepedett szerves P bakteriális bontása során konstans veszteségi tényezőt tételeztek fel.

Az üledékben a pillanatnyi terhelésnek megfelelő egyensúly csak lassan alakul ki, ezáltal a külső terhelés hirtelen változását nem tudja azonnal követni. Ez a lényege a hosszútávú változások leírhatóságának. A Lijklema és mtsai (1986) által kidolgozott eljárás ezt képes figyelembe venni. A modellben konstans vastagságú (h) aktív réteget tételeztek fel. Az évente keletkező új üledékréteg (Δh) elkeveredik a konstans vastagságú (h) aktív réteggel (azaz évente Δh vastagságú réteg eltemetődik). Az éves lerakódás (Δh) koncentrációja a leülepedő foszformennyiségtől függ (S , g/m²/nap), így az aktív rétegben a koncentráció (P_u) fokozatosan változik: $\frac{dP_u}{dt} = \frac{S}{h} - \frac{\Delta h}{h} P_u - kP_u$. A modellben szereplő k (1/nap) tényező az üledék P tartalmának lebomlására jellemző kinetikai állandó. Az összes foszforra $k=0$, azonban a belső terhelés forrását jelentő mozgékony foszfor az „előregedés” miatt nem konzervatív. A folyamat sebessége, azaz a külső terhelés megváltozásakor az új egyensúlyi beállásához szükséges időtartam a $\frac{h}{\Delta h + kh}$ hányadostól függ.



VÁLTOZÓK:

AP- alga P,
 DP - detritusz P,
 ORP - oldott szervesetlen P,
 PP - formált szervesetlen P,
 SP - formált P az üledékben,
 BP – eltemetődött P;

FOLYAMATOK:

1 - szaporodás,
 2 - pusztulás,
 3 - mineralizálódás,
 4 - ülepedés,
 5 - adszorpció-deszorpció;

BELSŐ TERHELÉS:

Lijklema-féle üledék modell
 PE - a víz és az üledék közötti „hipotetikus”
 egyensúlyi koncentráció

10.1 ábra: Dinamikus P forgalmi tómodell, üledékmodellel

Rossi és Premazzi (1991) az olaszországi Varese-tóra alkalmazott modelljében az üledékbeli szerves P-t, a pórusvíz P-t és az adszorbeált P kompartmenteket különbözteti meg. A pórusvíz koncentrációja az adszorbeált P függvényében, Langmuir típusú izoterma szerint változik. Van der Molen (1991) a holland Veluwe tóra az üledék oldott és szerves partikulált P tartalma közti kölcsönhatásokat írta le, figyelembe véve a szerves P mineralizációját és az oldott P adszorpcióját úgy, hogy megkülönböztette a tartósan (Ca-Mg) és az oxidációs állapot függvényében (Fe II – Fe III) adszorbeált P szorbensek hatását. Utóbbi az oxidált réteg vastagságának függvényében változik, amelyet a szervesanyag mineralizációja határoz meg. A modell a szezonális változásokat és a hosszútávú viselkedést is jól szimulálta. A Veluwe-tó P visszatartása azonban az üledék aktív rétegre felírt anyagmérleg (Lijklema-féle elkeveredési modell) segítségével is jól közelíthető volt (Van der Molen és mtsai, 1998). A belső terhelés leírásánál fontos szerepe van a jelenségek időbeli változásának (Lijklema, 1991). Rövidtávon (például egy éven belül) az üledék adszorpció kapacitását (és ezáltal a belső terhelés változását) a hőmérséklet és a szervesanyag lebomlás ciklikus változásától függő redox viszonyok

határozzák meg. Nagyobb időléptékben az üledék lassú átalakulásának hatása már elfedi a szezonális változásokat. A megújulás sebességét nagymértékben befolyásolja a nettó kiülepedés, mely az üledéket „hígítva” befolyásolja az adszorpciós kapacitást.

A korai modellek között található a Kamp-Nielsen (1978) féle, meglehetősen bonyolult üledékmodell, mely több réteget is figyelembe vesz. A Recknagel és mtsai (1995) által kidolgozott eutrofizációs modellben többretegű üledék (1 felső és 1...20 további réteg), rétegenként 4 foszfor-forma, és az oxigén koncentráció szerepel állapotváltozóként. A modellt, mely több algacsoportot és a tápláléklánc felsőbb szintjeit (zooplankton és zooplankton fogyasztó halak) is megkülönbözteti, a németországi sekély Mueggelsee-re és a japán mély Yunoko tóra alkalmazták az eutrofizáció szabályozásának tervezésére. Az ilyen és ezekhez hasonló modellek gyakorlati hasznosíthatóságát erősen korlátozza az állapotváltozók és a leírni kívánt folyamatok száma, valamint az ahhoz rendelkezésre álló adatok közötti szakadék (Jolánkai, 1999).

Hasonló megállapítások tehetők az eutrofizáció modellezésének jelenlegi fejlődési irányait illetően is. A hetvenes-nyolcvanas években létrehozott modelleknél még komoly akadályt jelentett az erőforrásigény. A számítástechnika rohamos fejlődésével a modellek egyre bonyolultabbá váltak: (i) több kémiai komponens (nitrogén-, oxigén-, és szénforgalom), illetve (ii) a tápláléklánc felsőbb szintjeinek bevonásával, (iii) továbbá a hidrodinamika leírásának tökéletesítésével. Jelenleg a korábban külön fejlődési utat bejáró, tradicionális modell-típusok (eutrofizációs-, tápláléklánc és bioakkumulációs modellek) integrálására törekszenek (Koelmans, 2001). Az ilyen típusú, komplex ökoszisztéma modellek gyakorlati használhatósága (főként a tápláléklánc-modellek hiányosságai miatt) még nagyon korlátozott. Valamely sokat kínál, „default” paraméter beállításokkal akár le is futtatható modell elegendő adat és a vizsgált rendszer ismeretének hiányában könnyen csapdába ejtheti a felhasználót.

A mára már meglehetősen szerteágazó terület szakirodalmának bőséges kínálatából csak néhány (pozitív és negatív) példát említve: Janse és van Liere (1995) és Janse (1997) hipotetikus holland sekély tavakra készített modelljével (PCLAKE) a fitoplankton és a makrofitonok közötti kompetíciót vizsgálja. A modellt később kisebb csatornákra („árokra”) is sikeresen tesztelték (Janse, 1998). Cioffi és Gallerano (2000) három dimenziós eutrofizációs modelljében a foszforon kívül a szén-, és oxigén-, az üledékben a kénforgalmat is tartalmazza. A modellt egy umbriai folyóra épített vízierőmű víztározójára alkalmazták a vízminőség-szabályozás megtervezése céljából. Hongping és Jianyi (2002) egy kínai sekély tóra négyféle algával és zooplanktonnal és leegyszerűsített üledékmodellel a szezonális változásokat jól közelíti, a modell előrejelzésre való alkalmazhatósága azonban megkérdőjelezhető. Ugyanez mondható el az oroszországi Lagoda-tóra alkalmazott, a hidrodinamika leírása terén tökéletesített modellről (Astrakhantsev és mtsai, 1996) és a JICA projekt keretében a Balatonra alkalmazott modellekről, amelyben a tápláléklánc leírásában a halak szintjéig elmentek, az üledék P tartalmának hosszútávú változását meghatározó folyamatokat azonban nem vették figyelembe (Sagehashi és mtsai, 2001).

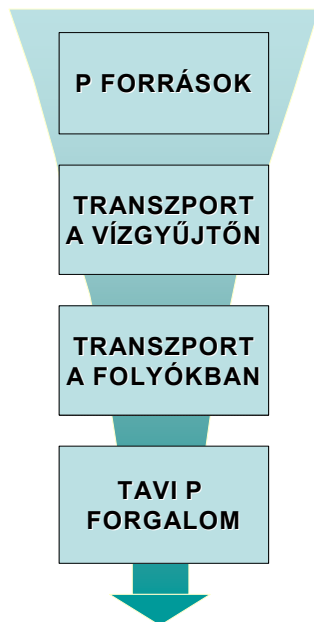
Ajánlott irodalom:

Jolánkai G., Bíró I. (2001): Basic river and lake water quality models, Computer aided learning programme on water quality modelling, (WQMCAL Version 2), (with an outlook to „ecohydrological” applications), *Software and description. UNESCO IHP Documents on CD-ROM Series No.1*

Thomann, R.V. and Mueller, J.A.(1987): Principles of Surface Water Quality Modeling and Control *Harper & Row, Publishers, New York, p. 644*

11. ELŐADÁS: DIFFÚZ TERHELÉS

11.1. Vízgyűjtőről származó terhelés jellemzői



A vízgyűjtőről a szennyezőanyagok a vizekbe alapvetően három úton kerülhet: (i) koncentráltan, a (tisztított vagy tisztítatlan) szennyvizekkel; (ii) felszíni és felszín alatti lefolyással (oldott állapotban vagy a talajhoz/hordalékhoz kötötten; továbbá (iii) a légköri száraz/nedves kihullással. A terjedésben (transzport) meghatározó szerepük van a hidrológiai folyamatoknak. Valamely vízgyűjtőn jelentkező emissziók csak részben érik el a vízfolyásokat, illetve azokon keresztül a kérdéses tavat. A visszatartás a „szállítási” távolsággal (vagy a tartózkodási/levonulási idővel) növekszik. Általában két helyen beszélhetünk visszatartásról (i) a vízgyűjtőn, mielőtt a szennyezés eléri a felszíni vizeket, (ii) és a mederbeli levonulás közben.

A szállítás során fellépő veszteségek miatt a vízgyűjtőn lévő források hozzájárulása a tavak terheléséhez csak akkor számszerűsíthető, ha képesek vagyunk a víz és az általa közvetített tápanyag térbeni mozgása alatt lejátszódó folyamatok leírására. Ezeknek az ismereteknek hiányában – melyet Jolánkai (1984) a „hiányzó kapcsolat problémájának” nevezett el – csak becsléseket végezhetünk.

A tápanyagterhelést többféle módon osztályozhatjuk. Így például szolgálhat alapul az eredet, a terjedés módja és útvonala (transzmisszió), állandó („determinisztikus”) vagy vízjárástól függő („sztochasztikus”) jellege és a meghatározás módja (2.1 ábra). A beavatkozások szempontjából legfontosabb az első, a források szerinti felosztás. A háztarásokból anyagcserénk útján fejenként és naponta közelítőleg 1.5 g P kerül a szennyvizekbe. A szennyvizek P tartalmának növeléséhez a detergensok is hozzájárulnak, további 0.5 – 1.5 g-mal növelve a fajlagos P kibocsátást². A szennyvizek hagyományos, biológiai tisztításával a P tartalomnak csupán 25-30%-a távolítható el. Kémiai kezeléssel, ami a jelenlegi telepek többségén ún. szimultán P kicsapatást jelent, ez a hatásfok optimális körülmények között 90%-ra emelhető (Henze és Odegard, 1994, ATV, 1997). Ennél nagyobb mértékű P eltávolításhoz csak további intenzifikálás (utószűrés) esetén van lehetőség. A lakossági eredetű P terhelésnek tehát tápanyag eltávolítás esetén is minimum 10 %-a a befogadóba, leggyakrabban a felszíni vizekbe kerül.

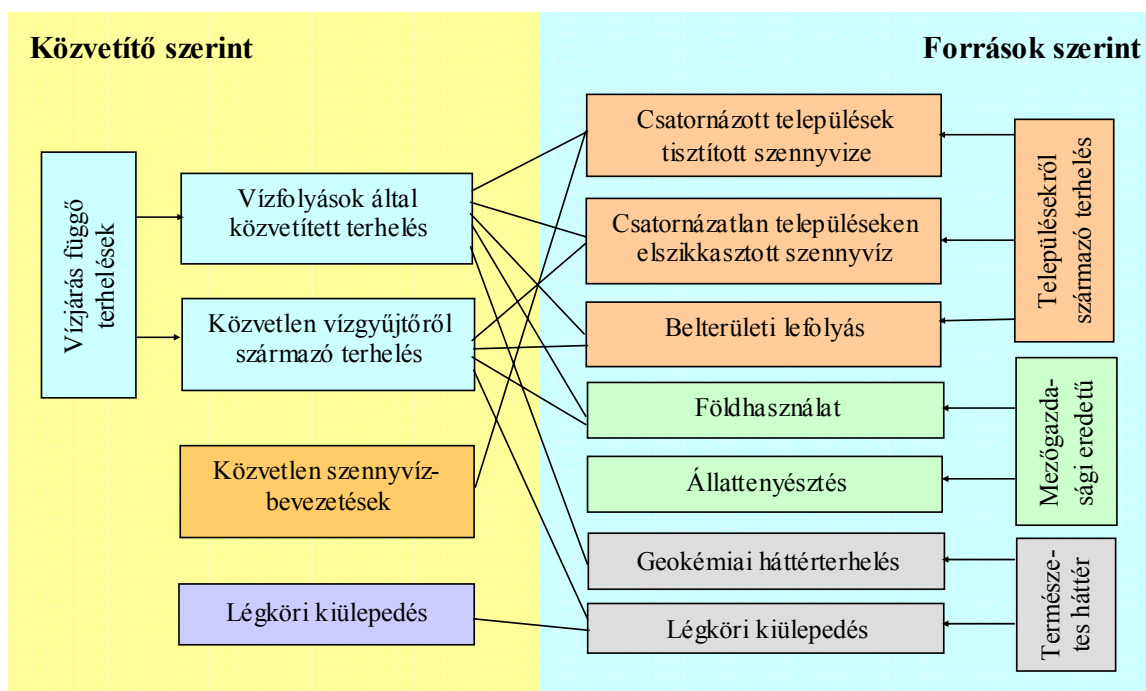
A településekről származó P emissziók másik forrását a belterületekről lefolyó záporvizek jelentik. A belterületi lefolyásban az összes foszfor legnagyobb hányadát a formált P adja (ezt a VITUKI és a DDT KÖFE Balaton vízgyűjtőjén végzett mérései is alátámasztják (Piliszky és Oldal, 2003, Jolánkai, 2003)). Ez az arány a csapadékintenzitás növekedésével emelkedik, tehát a heves záporok elsősorban a lebegőanyaghoz kötött (rövidtávon csak csekély mértékben hozzáférhető) P terhelést növelik.

A mezőgazdasági eredetű foszforterhelés legjelentősebb. A művelt területekről a vizekbe jutó foszfor mennyiségét számos, a P forrását és a terjedést befolyásoló tényező határozza meg

² Hazai viszonylatban (Dulovics, 2000) becslései szerint 2-2.5 g /fő/nap összes P emisszióval számolhatunk. A Duna vízgyűjtő országaira készített felmérés szerint (Ijjas, 1998) a vizek szennyvíz eredetű P terhelésének 5-40%-a származik a mosószerkekből.

(Sharpley és mtsai, 1995). Miután a P főként a talajszemcséhez kötötten mozog, a probléma oka a talajerózió. A legérzékenyebb területek a szőlők, melyeket a legtöbb domboldalon hegy-völgy irányú sorokba telepítenek, előmozdítva a barázdás és árkos erózió kifejlődését. Ez azt eredményezi, hogy nemcsak a felszíni talajrétegekbe adagolt trágyaszerek esnek áldozatul a lemosódásnak, hanem a telepítés előtt kiadott hatalmas tápanyagkészletek is elmozdulnak (Jolánkai, 2003). A talajok tápanyagtartalmát – és így a lemosódó P mennyiségét is – alapvetően meghatározza a szerves- és műtrágya használat (Sisák, 1993). A talajokból kioldható foszfát a tápanyagtelítettség függvénye. A trágyakihozás ritkítása és a kívülről származó foszfór csökkenése a kioldható foszfór fokozatos csökkenéséhez vezet. A Sisák (2003) tanulmányában példaként bemutatott zalai szántón 20 év alatt az éves átlagra számított műtrágya használat közel 90 %-os visszaesése a talaj ammóniumlaktát oldható P tartalmát körülbelül 30%-kal csökkentette. A mezőgazdaság másik legnagyobb, a vizekre potenciális veszélyt jelentő P forrásai a nagyüzemi állattartó telepek trágyatárolói.

A terhelés meghatározását – és ebből adódóan a beavatkozási lehetőségeket is – befolyásolja, hogy a tápanyag hogyan éri el a vizeket. Ebből a szempontból a terhelés két eltérő típusát, a pontszerű és a diffúz (nem pontszerű) terhelést különböztetjük meg. A források és a pontszerű-diffúz jelleg szerinti csoportosítás némileg átfedésben van egymással.



11.1 A vízgyűjtőről származó P terhelés a beavatkozások szempontjából fontos források, és a terhelés meghatározása szerinti transzport útvonalak (közvetítő) szerinti felosztása

Például a szennyvíz eredetű terhelés pontszerű, ha közvetlenül vagy a vízfolyások közvetítésével jut a tóba, vagy diffúz, ha a talajon és a talajvízen keresztül éri el a felszíni vizeket. Mezőgazdasági eredetű terhelésnél a legtöbb esetben pontszerű kibocsátónak tekinthetők a nagyüzemi állattartó telepek, a földhasználatból származó terhelés (műtrágya lemosódás, talajerózió stb.) viszont jellegzetesen diffúz. A pontszerű és diffúz terhelések közötti eltérés nemcsak a szennyezés helyének és a terjedés útvonalának különbségéből, hanem azok időbeli változásából is adódik. A pontforrások jellemzően időben állandó kibocsátást eredményeznek. A nem pontszerű terhelést – mivel a terjedési folyamatokat alapvetően a hidrológiai tényezők határozzák meg – sztochasztikus változások jellemzik.

Ilyen értelemben különbséget kell tennünk a vízjárástól függő és az attól független (többnyire időben állandó) terhelés között.

A P terhelés szempontjából a legfontosabb közvetítő tehát a lefolyás. A felszíni lefolyással elsősorban szilárd részecskékhez kötött foszforformák távoznak (főként szervetlen, de valamennyi szerves is), ezért az erózió kérdésének vizsgálata elválaszthatatlan az eltávozó tápanyag mennyiségének, illetve koncentrációjának becsléséhez. A formált P esetében nemcsak az erózió révén elszállított talaj mennyisége meghatározó, hanem a szállítás során lejátszódó változások is. Mivel a könnyebb részecskék szállításához kisebb energia kell, ezért a transzport során a hordalék finomrész- és szervesanyagtartalma megnövekszik, míg a nagyobb és nehezebb talajszemcsék közül nem mind éri el a befogadót. A finomrész az agyagszemcsék tartományát öleli fel. Az agyagrészecskék a szervesanyagokhoz hasonlóan több foszfort tudnak megkötni, mint pl. a homoktalajok. Ezért a felszíni lefolyással szállított hordalék több foszfort tartalmazhat, mint az eredeti talaj (Logan, 1980). A koncentráció növekedés kis mértékű erózió és durvább szemszerkezetű talajok esetében jelentősebb (Logan, 1979, Porter, 1975). Bizonyos esetekben az altalaj, a folyópart és a mederfenék eróziója, esetleg légköri kiülepedés dominálhat a felszíni lefolyásban megjelenő P forrásaként. Ebben az esetben az üledék az altalaj, vagyis a terület anyaközetének tulajdonságait fogja magán viselni (Logan, 1980).

A területhasználat befolyásolja az oldott formák részarányát is. A legelőkről származó felszíni lefolyás annak ellenére, hogy kevés ásványi eredetű üledéket szállít, nagy koncentrációban tartalmazhat a trágyából származó oldott foszfort. Az erősen műtrágyázott területekről lefolyó vizek jelentős arányban szállíthatnak oldott foszforformákat (Sharpley és mtsai, 1995). Ugyanakkor például az építkezési területeknél, ahol a felszín megbontásakor igen nagymértékű az altalaj eróziója, a talajrészecskékhez kötött foszfor dominál (Logan, 1980). A talajon keresztüli szivárgás a P esetében felszíni lefolyáshoz képest kevésbé jellemző. A talajban ugyanis a foszfor megkötődik, melynek mértékét kémiai egyensúlytól függő adszorpciós folyamatok jellemzik. A megfigyelések szerint a talajvízben a foszfor töménysége többnyire – még a pontforrások közelében is – általában 0.05 mg/l alatt marad (Renau és mtsai, 1985).

A terhelés csökkentését célzó beavatkozások megtervezésekor a források szerinti megoszlás fontos. A terhelés meghatározásakor célszerű minél nagyobb mértékben az észlelési adatokra támaszkodni (2.1 ábra). Erre természetesen nincs mindig lehetőség, különösen a térben és időben is változó diffúz terhelés esetében. A lefolyás által közvetített foszforterhelést azonban legnagyobb részben a vízfolyások szállítják a végső befogadó felé. A vízfolyásokban végzett (vízminőségi és vízhozam) mérések így lehetőséget adnak a terhelés becslésére. A források meghatározásakor azonban figyelembe kell venni a folyóbeli P visszatartást is (Reddy és mtsai, 1999), ami a nagyobb (> 1000 km²) vízgyűjtőkre felállított tapasztalati összefüggés szerint 70-80%-ot is elérhet (Behrendt, 1996).

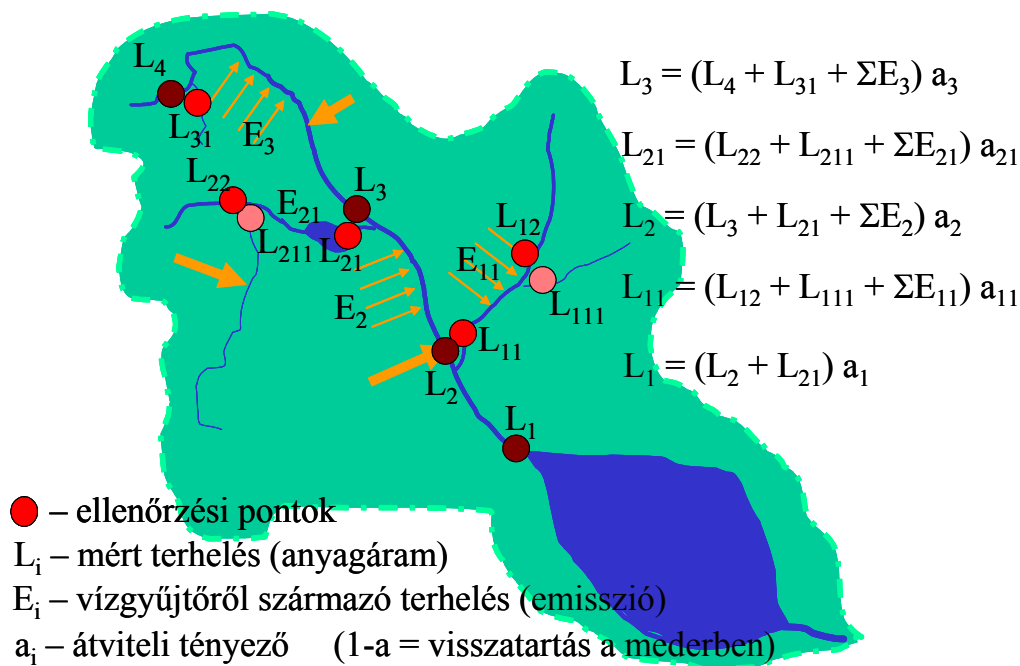
11.2. Vízyűjtő modellek, a terhelés becslése

- Fajlagos területi terhelés („unit areal load”)
- Statisztikai modellek (szennyezőanyag kibocsátás, területi és hidrológiai jellemzők és a kontroll szelvényekben mért anyagáramok kapcsolata)
- Dinamikus modellek (felszíni, felszín alatti lefolyás és transzport)

11.3. Terhelés becslés monitoring adatok alapján

Terhelés meghatározása során két irányból indulhatunk el: A vízgyűjtőn lévő forrásoktól (emissions) vagy a vízben mért koncentrációkból számított anyagáramokból (immission load). Tekintettel arra, hogy a vízgyűjtő oldaláról megbízható mérés (vagy becslés) igazából csak a pontforrások esetében állhat rendelkezésre, a gyakorlat szempontjából érdemes a kettő kombinációját alkalmazni. Ebben az esetben a számítás lépései az alábbiak (11.2. ábra):

1. A vízgyűjtőn rendelkezésre álló vízminőségi és vízhozam észlelési adatokból a monitoring állomásokra számítjuk az anyagáramokat, legalább a minősítés szempontjából reprezentatívnak tekinthető időszakra (esetünkben minimum egy éves átlag).
2. Szakaszonként becsljük az átviteli tényező értékét (vízminőségi modellel, egyszerűbb esetben a távolság függvényében, exponenciális lebomlást feltételezve).
3. A mért anyagáramokat az átviteli tényezővel visszaosztva, felülről lefelé haladva a hatásokat összegezve göngyölítjük az anyagáramokat és becsljük az egyes szakaszokhoz tartozó részvízgyűjtő terhelését.
4. A diffúz terhelés meghatározásához a 3.-ban kiszámított szakaszonkénti terhelésekből levonjuk a részvízgyűjtőkre összesített, pontforrásokból származó terhelést.



11.2. ábra: Terhelés meghatározása a mederben mért anyagáramok segítségével

Az ábra alapján a mederbeli anyagáramok:

$$L_i = \left(L_{i+1} + \sum_m L_{im} + \sum_j E_{ij} \right) a_i$$

ahol:

- L_i – Anyagáram az i-dik ellenőrzési ponton
- m – mellékfolyók száma az i-dik szakaszon
- E – az i-dik szakaszt érő vízgyűjtő eredetű terhelés (emisszió)
- j – emissziós források száma az i-dik szakaszon

a – az i-dik szakaszon érvényes átviteli tényező

Az i-dik szakasz emissziója:

$$E_i = \sum_k L_k^p \alpha_k^p + \sum_n L_n^{np} \alpha_n^{np} \quad L_n^{np} = l_n A_n$$

ahol:

L^p – pontszerű szennyezőforrás (t/év)

α^p – pontszerű forrás transzmissziós tényezője (-)

L^{np} – diffúz szennyezőforrás (t/év)

L – fajlagos területi terhelés (t/ha,év)

A – a fajlagos terheléshez tartozó vízgyűjtőterület (ha)

α^{np} – diffúz terhelés transzmissziós tényezője (-), ($1 - \alpha =$ visszatartás a vízgyűjtőn)

További lehetőség, hogy a diffúz terhelést is modelltől állítjuk elő. A vízgyűjtő modelleknek számos fajtája ismert az egyszerű, összevont paraméteres empirikus összefüggésektől az osztott paraméteres, dinamikus, hidrológiai alapú lefolyás modellekig). Utóbbiak alkalmazhatóságát leginkább a rendelkezésre álló adatok szabják meg. Általános tapasztalat, hogy nincs elegendő észlelési adat, sem a bemeneti függvények kielégítésére, sem a modellek kalibrálására és igazolására. Tapasztalataink szerint a nagyobb gondot a rövid időléptékkel dolgozó modellek időben sűrű (pl. napi, órás) adatigényének kielégítése jelenti. A térbeli lépték a ma már többnyire rendelkezésre álló digitális térképeknek köszönhetően kevésbé jelent problémát. A víztestek tápanyag kockázatosságának számításához használt GIS model (Kovács et al, 2007) térben nagy felbontású (víztest vízgyűjtő ill. 200x200 m-es raszter) de időben átlagolt (éves, több éves) eredményeket ad. (Természetesen bizonyos területi adatok, pl. a mezőgazdasági eredetű diffúz terhelés szempontjából lényeges mezőgazdasági statisztikai adatok léptéke nem elegendő a kisvízgyűjtőkön végzett számításokhoz, ezek csökkentik az eredmények megbízhatóságát.)

Ajánlott irodalom:

Novotny, V. (ed.) (1995): Nonpoint pollution and urban stormwater management. Water quality management library, Vol. 9. Technomic Publishing Co. Inc.

Jolánkai, G. (1983): Modeling of non-point source pollution. In: Application of ecological modeling in environmental management. Ed: Jorgensen, S.E., Elsevier Sc. Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands, pp. 283-379.

Jolánkai G., Pintér Gy. (1982): Területi (nem pontszerű) szennyezés és felszíni bemosódás. Vízügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató 131, p.155.

Kovács, Á., M. Honti, **A. Clement**: Design of best management practice applications for diffuse phosphorus pollution using interactive GIS. Proceedings of the 11th International Conference on Diffuse Pollution. Belo Horizonte, August 26-31, 2007.

12. ELŐADÁS: A VÍZMINŐSÉGSZABÁLYOZÁS TECHNIKAI ESZKÖZEI

12.1. Szervesanyag és növényi tápanyagok eltávolítását szolgáló szennyvíztisztító telepek jellemzői

Nagyterhelésű és kisterhelésű biológiai szennyvíztisztító

Biológiai szennyvíztisztítás, melynek elsődleges célja a háztartási szennyvizekben található nagy oxigén igényű anyagok (szerves szénvegyületek, szerves N és ammónium-N) mennyiségének csökkentése biokémiai oxidáció által. Legelterjedtebben használt az eleveniszapos technológia, mely az iszapkor nagyságától függően kisterhelésű (nagy iszapkor > 7 nap, vagy <0,1 kgBOI₇·kgTSS-1·d-1 fajlagos iszapterhelés) normál, illetve nagyterhelésű (iszapkor < 2 nap >0,5 kgBOI₇·kgTSS-1·d-1). A leggyakrabban alkalmazott biofilmes eljárások a csepegtetőtestek, merülőtárcsás biológiai szennyvíztisztítók és a bioszűrők (biofilterek). Bioszűrők csak megfelelően előkezelt (lebegőanyagokat kis mennyiségben tartalmazó) szennyvizek esetén alkalmazhatók. A technológiák alapvetően a biológiailag bontható szervesanyag eltávolítását szolgálják (BOI:85-95%, KOI 75-90%, SS:80-90%), de a szennyvízben lévő veszélyes anyagok (olajok, zsírok, nehézfémek) eltávolításával is számolhatunk. Nitrifikáció nagy biztonsággal csak a kisterhelésű és a teljes oxidációs rendszerekben valósítható meg (NH₄-N: 80-95%), de a közepes terhelésű rendszerekben részleges nitrifikáció (NH₄-N:10-90% tél-nyár) végbemegy, erős szezonális ingadozással. Tápanyag eltávolítás alacsony (ÖP: 25-30%, ÖN: 15-20%, az elfolyó vízben a nitrogén a nitrifikáció végbemenetele függvényében 15-95%-ban van NO₃ formában).



12.1 ábra: Biológiai szennyvíztisztító telep

P eltávolítás

A hagyományos biológiai tisztítás (4061_1. részintézkedés) kiegészítésével valósítható meg, kémiai és biológiai módszerrel. P eltávolítás vegyszeres kicsapatással. A folyamat során a foszfát alig oldódó vagy oldhatatlan csapadékká alakul. A leggyakrabban használt vegyszerek a következők: mészhidrát, vasklorid, vasszulfát, alumíniumszulfát, esetleg nátrium-aluminát. Ezeknek nemcsak foszforkicsapató, hanem ülepedésjavító hatásuk is van, így a szervesanyag terhelést is csökkentik. A vegyszer adagolás a technológia különböző pontjain történhet: Előkicsapatás (Vegyszeradagolás a technológiai sor előtt; adagolás a homokfogóba; önálló

medencébe az előüleptítő előtt), Szimultán kicsapatás (A vegyszeradagolás az eleveniszapos medencébe történik), Utókicsapatás (Vegyszeradagolás önálló medencébe az utóüleptítő előtt; önálló medencébe történő adagolás két utóüleptítő között). Hatásfok elsősorban a vegyszer mennyiségétől függően 70-95%. Biológiai foszforeltávolítás során az eleveniszapot váltakozva kell anaerob és aerob viszonyok közé vezetni. Hatásfoka kisebb a kémiai P eltávolításnál (80-90%). A hatásfok a befolyó koncentrációtól is függ. Utótisztítás: ha az elfolyó szennyvízben a P koncentrációt nagy biztonsággal kell 1 mg/l alá levinni, a kémiai P eltávolítás mellett a technológiai sor végén utószűrést is kell alkalmazni (pl. homokszűrő, utótisztító tó).

P és N eltávolítás

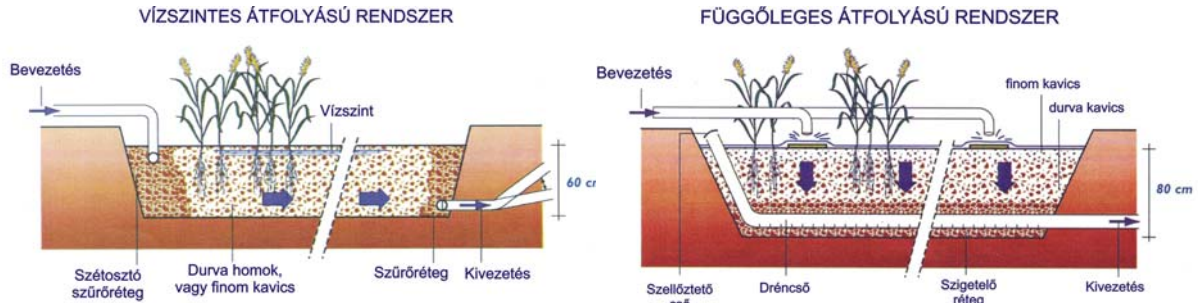
Nitrogén eltávolítás (denitrifikáció) a hagyományos biológiai tisztítás (4061_1. részintézkedés) kiegészítésével valósítható meg, különböző helyeken beiktatott anoxikus terek létrehozásával (elő-, utó-, szimultán denitrifikáció, kis telepeknél váltakozó módon is kialakítható). Elődenitrifikációval alacsonyabb (70%), utódenitrifikációval magasabb (80-85%) hatásfok érhető el. A nitrogén eltávolítást célszerű minden esetben kémiai és/vagy biológiai P eltávolítással is kombinálni, ennek számos technológiája terjedt el a hazai gyakorlatban (pl. A2/0, Bardenpho). Mivel a N eltávolítás többletköltsége a P eltávolításhoz képest nagyobb, csak indokolt esetben kell alkalmazni.

Természetközeli szennyvíztisztítási eljárások

A természet-közeli szennyvíztisztítási eljárások esetében a csatornázott településen keletkező tisztítandó szennyvizet mechanikai, esetleg eleveniszapos biológiai tisztításnak vetik alá, ezután azt a gyökérmezős és/vagy nyárfás szennyvíztisztító, illetve -elhelyező telepre vezetik. (üleptített szennyvíz tisztítása, illetve biológiailag tisztított szennyvíz elhelyezése.) Ez a két eljárás előnyösen alkalmazható önmagában és a kettő kombinációjával is. Az előző esetben azért célszerűbb utótisztításra használni az eljárásokat, míg a két eljárás kombinációja hatékonyan helyettesítheti a biológiai tisztítást. A kombinált módszerrel a talajvíz szennyeződés elkerülhető, ennek ellenére nem javasolható az alkalmazás olyan területeken, ahol a talajvíz magasan van, illetve a terület érzékeny nitrátra, vagy eutrofizálódásra (ez utóbbira példa a Balaton és a Velencei-tó vízgyűjtője. mindkét eljárás esetében a tisztítandó szennyvizet gravitációsan, energiabevétel nélkül vezetik át rendszeren, levegőztetést nem alkalmaznak. A gyökérmezős eljárás önmagában nem javallott szippantott szennyvíz, vagy hígtrágya kezelésére. A két eljárás kombinációja szippantott szennyvíz kezelésére alkalmas, hígtrágya kezelésére csak feltételesen, eseti vizsgálat után, használható. Egyéb műszaki feltételek a részintézkedéseknél találhatók.

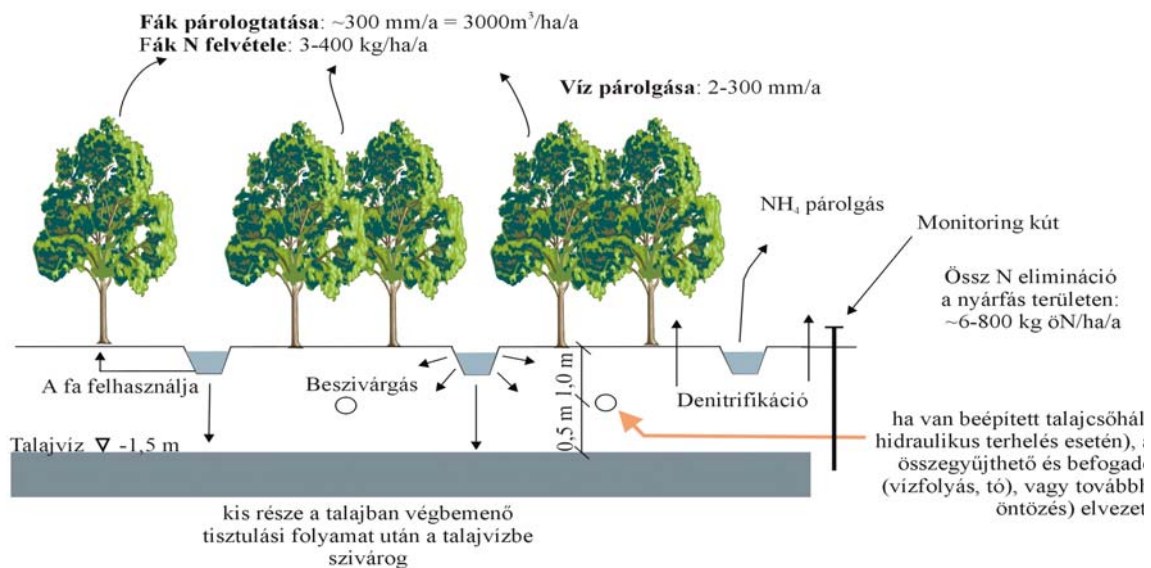
A gyökérzónás szennyvíztisztítóknál a szennyvizet szigetelt földmedencében tisztítják, melynek töltetanyaga homok, vagy kavics, esetleg föld. A medencére mocsári növényeket, elsősorban nádat telepítenek. A nád szerepe a jobb oxigénellátás és az eldugulás csökkentése. Lehetnek függőleges, vagy vízszintes átfolyási irányúak. A függőleges folyási irányúak fajlagos terhelése nagyobb lehet a vízszintesénél, azonban bonyolultabb, építést igényelnek, ezért drágábbak. A függőleges folyási irányú gyökérzónás szennyvíztisztítók tervezési műszaki irányelve elkészült, a vízszintes folyási irányúaké is hozzáférhető az irodalomból. A meglévő telepek kis kapacitástartományban működnek (1-200 m³/nap), ezért kisebb falvak illetve közösségek számára alkalmasak (2.000 LE-ig). A telepek átlagos hidraulikus terhelése 7-8 cm/nap, az átlagos tartózkodási idő ágytérfogatra számítva 10-15 nap, területigényük 4-5 m²/fő. Üleptített és biológiailag tisztított szennyvizet egyaránt fogadhatnak a gyökérzónás telepek, azonban biológiai lépcsőként működve a KOI és az NH₃ eltávolítással főként a téli időszakban gondok lehetnek. Jól megtervezett telep esetében 80 % körüli BOI₅ és

lebegőanyag hatásfok garantálható ülepített és biológiailag tisztított szennyvíz kezelése esetében egyaránt. Az összes nitrogén és összes foszfor eltávolításuk kisebb ennél (>40 %). A hatásfok értékek szezonális változása nem számottevő (max. 10-20 %). Csatornahálózat megépítése szükséges. Az eljárás max. 50 m³/d egységekig működési engedéllyel rendelkezik. Nagyobb kapacitás esetén párhuzamosan, illetve sorba kapcsolva több egység is működhet.



12.2 ábra: Gyökérvénás szennyvíztisztító rendszerek

A nyárfás szennyvízelhelyezés esetén a szennyvizet alulról nem szigetelt földterületen, szennyvíz szétosztó árkokban helyezik el. Az árkok közé bakhákon nyárfákat telepítenek. A nyárfa szerepe a szennyvíz elpárologtatása és a tápelemek felvétele. A talajvíz szennyeződésének veszélye fenáll, ha a talajvízszint 5 m-nél magasabban van, ezért csak 5 m-nél mélyebb talajvíz esetén reális alternatíva. A megépült magyar telepek közepes kapacitástartományban működtek (200-6.000 m³/nap), ezért közepes települések számára is alkalmasak (20.000 LE-ig). A telepek átlagos hidraulikus terhelése 1-2 cm/nap, az átlagos tartózkodási idő 30-45 nap, területigényük 50-60 m²/fő. Ülepített és biológiailag tisztított szennyvizet egyaránt fogadhatnak a gyökérvénás telepek, bár a szigetelés hiánya miatt a szennyezés kijutásának esélye ülepített szennyvíz tisztítása esetén nagyobb. Jól megtervezett telep esetében >90 % BOI5 és KOI hatásfok garantálható ülepített és biológiailag tisztított szennyvíz kezelése esetében egyaránt. A lebegőanyag eltávolítás > 60 %. Az összes nitrogén és összes foszfor eltávolításuk jó (60-70 % körüli), bár a hatékonyság becslését a csapadékvíz és a nyitott rendszer nehezíti. A hatásfok értékek szezonális változása nem számottevő (max. 10-20 %). Csatornahálózat megépítése szükséges. Tervezésükhöz műszaki irányelv létezik. A tervezés során a nitrogénterhelés az irányadó.



12.3 ábra: Nyárfás faültetvényes tisztítórendszer

Szennyvizek tisztítása, elhelyezése csatornázatlan területeken

Az egyedi szennyvízelhelyezés esetében a szennyvizek kezelése a háztartások (lakóközségek, közintézmények (pl. iskola, üdülő) szintjén történik. A tisztított szennyvíz befogadója általában a talaj/talajvíz, ritkábban felszíni víz (feltétel a közelben lévő felszíni befogadó). Klasszikus megoldása a telken belül elhelyezhető, oldómedencés fázissztétválasztást követő szikkasztó akna vagy drénárok (házi szikkasztórendszer). Ennek alternatívájaként alkalmazható un. egyedi kisberendezés. Emellett szóba jöhetnek a fenntarthatóság szempontjából kedvezőbb, a háztartásban keletkező különböző szennyvizek (szürke, fekete) elkülönítését és az egyéb hulladékokkal történő kezelését, a tápanyagciklus zárását lehetővé tevő megoldások. A szikkasztásra alkalmatlan, vagy felszín alatti vízminőségvédelmi okokból kizárt területeken csak zárt tároló alkalmazható.

Az alkalmazásra és az engedélyezésre vonatkozó szabályokat a 174/2003. (X. 28.) Korm. rendelet tartalmazza, de a szabályozás több része is hiányzik. A felszín alatti vizek védelme érdekében egyedi elbírálás, engedélyeztetés szükséges, de ehhez szükséges az ellenőrző rendszer kialakítása, és a támogatási lehetőségek megteremtése.

Alkalmazásuk a felszíni vizek védelme szempontjából kedvező hatású azáltal, hogy kiváltja a központosított csatornázás-szennyvíztisztítással járó direkt szennyvízbevezetéseket. A felszín alatti vizekre viszont kockázat növelő, elsősorban a nitrát szennyezés miatt. A szabályosan kialakított, ellenőrzött szikkasztó rendszerek a csatornázatlan településeken alkalmazott jelenlegi gyakorlathoz viszonyítva mindenképpen rendezettebb és vízminőségvédelmi szempontból is kedvezőbb helyzetet teremtenek. A különböző megoldások eltérőek gazdaságosság, üzembiztonság, környezeti és közegészségügyi szempontból (lásd az alintézkedéseknél). Az alkalmazást korlátozó, vagy kizáró tényezők: sűrű beépítettség, szikkasztásra alkalmatlan talaj, magas talajvíz, vízbázis vagy egyéb sérülékeny vízadó közelsége. Gazdasági szempontból előny a hosszú távú megtérülés (alacsony működési költség). Az alkalmazás egyik legnagyobb korlátja a finanszírozás megoldatlansága.

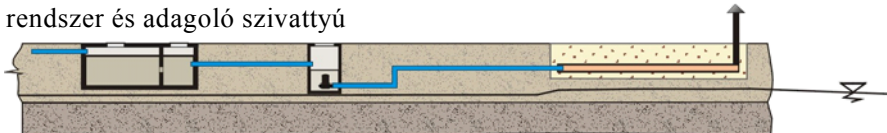
Házi szikkasztórendszer

A kertes házas beépítésű területeken, egy-egy különálló ház szennyvizének tisztítására és talajban történő elhelyezésére alkalmas rendszer elemei az oldómedence és a szikkasztó ágy (szikkasztómező).

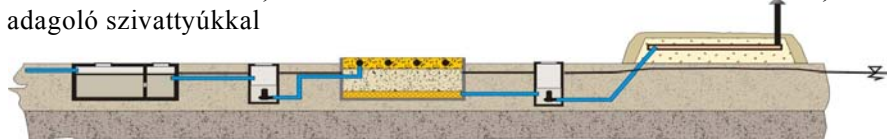
Egyszerű oldómedence és hagyományos (szikkasztásra alkalmas helyi talajban kialakított) dréncsővezetett szikkasztó rendszer



Bővített oldómedence, kis mélységű, homokkal töltött árkos szikkasztó rendszer és adagoló szivattyú



Bővített oldómedence, homokszűrő és dombként kiemelkedő rendszer, adagoló szivattyúkkal



12.4 ábra: Házi szikkasztórendszerek különböző kialakítása

A szikkasztó dréncsőhálózat szakaszos terhelésének biztosítására az oldómedencéből elvezetett, ülepített szennyvizet osztóaknán keresztül vezetik a szikkasztó ágyra. Nagyobb terhelésnél ($> 2 \text{ m}^3/\text{nap}$) szifonos adagolót, illetve a helyi adottságoktól függően szivattyút kell alkalmazni. Egyszerűen – helyszínen, illetve helyi földanyagból vagy részben előregyártott elemekből - kialakíthatóak és biztonságos üzeműek. A szennyvízben lévő szennyező anyagok lebontása ebben az esetben nem igényel külső energia bevitelt, emiatt az üzemeltetés olcsó és biztonságos. A tisztítás a talajban lejátszódó biológiai, kémiai és fizikai folyamatokon (az ún. talajbiológiai szűrésen) alapul. Ha a szikkasztási feltételek nem megfelelőek, lehetőség van alternatív megoldásokra (pl. magas talajvíz esetén dombos szikkasztó, rossz vízvezető képességű talaj esetén talajcsere, stb.) Műszaki irányelvek és tervezési segédlet rendelkezésre áll (KvVM, 2005).

Egyedi kisberendezések

Az egyedi kisberendezések a szennyvíztelepeken alkalmazott biológiai tisztítási technológiát valósítják meg kis méretben, többnyire kombinált (egyesített) műtárgyakkal. Készülhetnek a helyszínen, de lehetnek előregyártottak is, amelyek műanyagból, üvegszálból, fémből, de vasbetonból is készülhetnek. A szennyvíztisztító művek mintájára működnek, általában automatikával vezéreltek, többségük eleveniszapos rendszerű iszaprecirkulációval, amelyek ülepítőteréből a fölösiszapot rendszeresen, 1-2 havonta el kell távolítani, illetve léteznek csepegtetőtestes technológiájú kisberendezések is, amelyek a hazai éghajlati viszonyok miatt csak épületen belül helyezhetők el (MSZ 15287-2000). A kisberendezések esetében a befogadó többnyire a felszíni víz, ezesetben az intézkedés a talaj - talajvíz terhelést kiváltja, a hatás a 3125_1 intézkedés együttes megvalósításától függően (3-5). A felszíni vizek terhelése viszont növekszik (lásd a kedvezőtlen hatásokat). Ha a tisztított szennyvíz beszivárogtatásra kerül, a hatások az 1. alintézkedésnél leírtakkal azonosak (a kisberendezés hatásfoka szervesanyag lebontásra és N formákra a szikkasztórendszerével közel azonos, P-ra rosszabb).

Jogszályi háttér:

A Nemzeti Települési Szennyvíz-elvezetési és -tisztítási Megvalósítási Program („A program”: 25/2002. (II. 27.) Korm. Rendelet, „B program”: 174/2003. (X. 28.) Korm. Rendelet szabályozza)

- 686 db 2000 LEÉ feletti agglomeráció (1472 település) csatornázása
- További 840 db. kistelepülés sérülékeny területen
- Szennyvizek teljes biológiai tisztítása
- Érzékeny befogadónál (Balaton, Velencei tó , Fertő tó) tápanyag eltávolítás,
- Nem csatornázandó településeken egyedi szennyvíz elhelyezés (felsz. alatti víz fokoz. védett területeken zárt tároló)
- 800 – 1000 milliárd Ft beruházás,
- Megvalósulás: 2015-re
- 8 prioritási kategória a megvalósítás ütemezésére

Ajánlott irodalom:

Barótfi István (2000): Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó, Budapest

Öllös Géza (1992): Szennyvíztisztítás I., II. BME Mérnöktoábbképző Intézet, Budapest

KvVM (2005): Segédlet a korszerű egyedi szennyvízkezelés és a természetközeli szennyvíz tisztítás műszaki megoldásainak alkalmazásához.

13. ELŐADÁS: A DIFFÚZ SZENNYEZÉS SZABÁLYOZÁSÁNAK ESZKÖZEI

13.1. Mezőgazdasági területen (szántón, szőlőben, gyümölcsösben, esetleg réten) történő tápanyagfelhasználás csökkentése vagy a tápanyagkivonás növelése

Kötelező talajvizsgálat

Jelenleg is az egyszerűsített, terület alapú mezőgazdasági támogatások feltétele. Szerepe az, hogy a gazdák ismerjék a talajaik tápanyag ellátottságát, ne használjanak feleslegesen sok műtrágyát ha jól elátott a talaj, de figyelmeztetést is kapjanak, ha a talaj gyengén ellátott egy tápanyagból. Az újabban kifejlesztett trágyázási szaktanácsadási rendszerek egy kicsit alacsonyabban határozzák meg a megfelelő tápanyagszintet, mint a korábbiak. Ennél a szintnél csak annyi hatóanyag kijuttatását javasolják, amennyit a növény a terméssel kivon a talajból. Az ennél magasabb tápanyagszintek esetén negatív tápanyagmérlegű trágyázást javasolnak, ami a talaj tápanyagkészletének kis mértékű csökkenésével jár.

A jelenlegi gazdasági környezetben a talajok túlzott mértékű tápanyagellátottsága nem fenyeget, bár kivételesen lehetnek olyan kultúrák (főleg kertészeti kultúrák), ahol még magas a műtrágyázás szintje és túl magas a talajok tápanyagellátottsági mutatója. Fenntartása mindenképpen indokolt, és ezt rendeleti előírások biztosítják is (öt hektáronként és ötévente kell tápanyagvizsgálatot végezteni). A nitrogén esetében a talajok tápanyagellátottságának a megítélése a humusz tartalom alapján történik. Ez nem közvetlenül a környezeti problémát okozó tápanyagforma, mivel a szerves anyagban lévő nitrogénnek csak 1-3 százaléka válik ásványi nitrogénné egy vegetációs periódusban. A talajok ásványi nitrogén tartalmának a meghatározása csak speciális, a túlzott nitrogén ellátásra minőségromlással reagáló kultúrák esetén szokásos (cukorrépa, sörárpa). A talajok foszforszolgáltató képességének a megítélésére az ammónium-laktátos kivonószerezrel meghatározható foszfor tartalom (AL-P) szolgál. Közvetlenül ez sem a növények számára ténylegesen felvehető foszfát-foszfor mennyiségét mutatja, hanem a foszfát-foszfor szabaddá válásának egy jellemző mutatószáma. Nincs közvetlen összefüggésben az összes foszfor tartalommal sem, de az eutrofizáló hatásnak ugyanolyan jó mutatószáma lehet, mint a szántóföldi körülmények között a talajok foszforszolgáltató képességének. A jelenlegi előírások szerint mindkét vizsgálat a szűkített tápanyagvizsgálatok része, aminek a meglétét minden támogatás esetén kötelezően előírják. Az erre vonatkozó rendelet azonban a mintavételt és az eredmények alapján szükséges szaktanácsadás mikéntjét nem szabályozza elég pontosan, csak az akkreditált laboratóriumi mintavizsgálat az a „kemény” előírás, aminek a betartását mindig ellenőrzik. Jó lenne a többi munkafázis ellenőrizhetőségét is megvalósítani. A homok és homokos vályog talajokon a nagy adagú műtrágyázás hatására magas AL-P tartalom alakulhat ki, az agyagos talajokon ezzel szemben a foszfor lekötődik nem kivonható formában. A humusztartalom ezzel szemben az agyagosabb talajokon magasabb. Az AL-P viszonylag gyorsan változtatható elsősorban műtrágyázással, a humusztartalom pedig csak lassan, nagy adagú szerves trágyázással változtatható meg.

Trágya kijuttatás helyi korlátozása

A nitrátrendelet már most tartalmaz ilyen korlátozásokat a nitrát-érzékeny területekre. Az érintett területek lehatárolása egyelőre községhatárosan történt meg, de ígéret van a fizikai blokk szintű lehatárolásra. Ennek az előfeltétele olyan részletességű talajtérkép, ami ilyen nagy felbontásban is tartalmaz releváns adatokat a talaj fizikai féleségéről. Jelenleg ilyen térkép csak analóg formában létezik, elő kellene állítani feldolgozott, digitális formában is.

Precíziós mezőgazdasági technológiák

Várhatóan a GPS és Galileo rendszerekre épülő navigációs technológiák elterjedésével és olcsóbbá válásával ez a módszer gyorsan terjedni fog. A jelentősége abban áll, hogy a táblának a különböző foltjain a helyi körülményekhez (potenciális termés, tápanyagellátottság, gyomosság, betegségekkel és kártevőkkel való fertőzöttség) alkalmazkodó mennyiségű műtrágyát és növényvédő szert tudnak kijuttatni. Gazdasági előnye ezen anyagok felhasználásának a szükséges minimumra szorításából adódik. Környezeti hatékonysága abban áll, hogy túlzottan magas tápanyagtartalom nem alakul ki a talajban a tábla semelyik részén, ezáltal a diffúz terhelési kockázat csökken. A bevezetését egyelőre ezen technológiák magas ára akadályozza, a bevezetés után pedig a speciális vizsgálatok (termésbecslés, tápanyagvizsgálat) nagyobb száma okoz költségnövekedést.

Sortrágyázási technológiák

Főleg a foszfor és kálium műtrágyázás esetén, és kötöttebb (vályog, agyag) talajokon alkalmazható technológia. Mivel ezeken a talajokon a foszfor és kálium csak lassú diffúzió útján juthat a gyökerekhez, a műtrágyákat a sorok alá, vagy az egyes növények alá juttatják ki. Így sokkal kisebb mennyiség is elegendő és a növények tápanyagellátása sem csökken. A technológiának speciális gépigénye van, amely gépek képesek a sor alá, a majdani gyökérnövekedés helyére kijuttatni a műtrágyát. A gazdasági haszon a kisebb műtrágya felhasználásból, a környezeti haszon a kisebb átlagos tápanyagtartalomból adódik. Utóbbi szempontból különösen fontos, hogy a feltalaj tápanyagtartalma nem nő közvetlenül, csak a későbbi talajművelés során bekövetkező forgatás hatására emelkedik kis mértékben.

Biotermesztés

A biotermesztés „filozófiája” kifejezetten ellenzi az ipari úton előállított anyagok, például a műtrágyák alkalmazását. A növények tápanyagellátására a szerves trágyákat, komposztokat, a nitogén esetében ezen kívül a vetésforgóba illesztett pillangósokat használják. Ez környezeti szempontból is nagyon kedvező. A szerves anyagok hosszabb távon növelik a talaj humusz tartalmát, ami kedvezően hat a talaj szerkezetére, növeli a vízálló talajmorzsák arányát, ezáltal javítja a vízgazdálkodást: nő a talaj vízbefogadó és vízvezető képessége. Ezek együttesen a felszíni lefolyás és az erózió csökkenését eredményezik. Elterjedésének a piaci kereslet szab határt. Ezen a módon csak kisebb mennyiségű termék állítható elő nagyobb élőlombmunka igényel, tehát jóval nagyobb költséggel. Ezt a romló hatékonyságot a minőségi felárban kell megfizetni. A környezeti hatása egyértelműen pozitív, de az erózió által veszélyeztetett területek ilyen irányú hasznosítása egyáltalán nem jellemző. A nagy termékenységgű, vagy a felvevő piacokhoz közeli sík területeken várható a nagyobb arányú elterjedése.

Takarmányok manipulációja

A fejlett országok azon vidékein, ahol az állattartás különösen koncentrálódik, óriási probléma a szerves trágya mennyisége, és annak foszfor tartalma. Az állatok a növényi tápanyagokban lévő fitinben kötött foszfort nagyon rosszul emésztik, azt a bélsárban kiürítik, holott ez a növények foszfortartalmának akár a nagyobb részét teheti ki. Ezért kísérleteznek csökkentett fitin tartalmú takarmányokkal, fitáz enzim hozzáadásával, ami javítja a fitin emészthetőségét és csökkentett foszfor tartalmú takarmányokkal is. Jóllehet jelenleg ez Magyarországon nem jelent általános problémát, mivel nagyon lecsökkent az állatállomány, de lokálisan nálunk is jelentkezhetnek ilyen gondok.

Az állatállományra vonatkozó korlátozás, esetleg lokálisan teljes tiltás

A kisebb léptékű állattartásra vonatkozóan a települések egy részében létezik korlátozás, aminek azonban a lakók komfortérzetének a biztosítása a közvetlen célja. A nagyobb állattartó

telepek elhelyezésére vonatkozóan védőzónák betartása kötelező, ami hasonló okból van előírva. Jóllehet ezek az intézkedések nem közvetlenül a környezeti terhelés csökkentését célozzák, ilyen hatásuk is van. Az állattartás koncentrációja mindemellett folyamatosan zajlik, a kisüzemi állattartás helyett egyre inkább a nagy, szakosított telepeken lehet az állati termékek alapanyagát költséghatékonyan előállítani. Ezekre, mint minden nagyobb beruházásra, környezeti hatástanulmányt kell készíteni a beruházás előtt, és csak a megfelelő technológiájú, a környezetet nem szennyező beruházáshoz adható engedély. Ilyen módon ezek a telepek a koncentrált, és nem a diffúz kibocsátókhhoz sorolhatók.

A szabadon tartott állatok mozgásának korlátozása

A vízvédelmi előírások tartalmazzák arra vonatkozó előírásokat, hogy az állatok ne juthassanak a felszíni vizek közelébe, és az ürülékük ne szennyezze a vízfolyásokat és tavakat. A legeltetéses állattartás egyes állatfajoknál elterjedt (juh, kecske, húsmarha), ahol az ilyen célú állattartás nagy mértékű, ott a szabályok betartására fokozottan kell ügyelni.

A talaj foszforkészletének a kivonása

Ez mostanság a napi gyakorlat a mezőgazdaságban. Főleg nitrogén műtrágyát használnak és csak kevés foszfort, azt is csak a különösen foszforigényes kultúrák alá. Ez a stratégia viszonylag magas termést eredményez, amihez a növények a talaj foszfortartalmát használják fel. Nitrogén műtrágya nélkül a foszforkivonás mértéke is sokkal kisebb lenne. Vélhetően manapság már a talajok foszforellátottsága átlagosan nem magas, de erről a 2006-os évben nagy tömegben elvégzett talajvizsgálatok (a támogatások feltétele) eredményeinek értékelésével kaphatnánk pontos képet. Az adatokat a volt Növény és Talajvédelmi Szolgálatnak, illetve az ezt is magába olvasztó új agrár-szakigazgatási intézménynek kellett adatbázisba rendezni, ez rendeletileg engedélyezett.

Melléktermékek betakarítása

A melléktermékek (szalma, kukoricaszár) csak viszonylag kevés tápanyagot – főleg káliumot – tartalmaznak, ezért nem igazán hatékony módszer a tápanyagkivonás növelésére. Sokkal hasznosabb, ha az erózió megelőzésére mulcsként marad a területen.

Nagyobb tápanyagtartalmú, több tápanyagot kivonó növények termesztése

A modern fajták és hibridek ebből a szempontból már igen hatékonyak. A korábbi nemesítési célnak, a nagyobb termőképességre való szelektálásnak is az a feltétele, hogy a növények több tápanyagot vonjanak ki a talajból. Ezen a területen lényeges előrelépés nem várható.

13.2. A foszfor vízdoldható formába történő átalakulásának a csökkentése

Trágya kijuttatás időbeli korlátozása

A helyes mezőgazdasági gyakorlatra vonatkozó rendelet tartalmaz ezzel kapcsolatos előírásokat, de az ellenőrzés nem egyszerű (tilos a trágya kijuttatása december 1. és február 15. között).

Szakszerű kijuttatás

Különböző rendelkezések tartalmazzák a szakszerűség követelményét trágyára, szennyvíziszapra, és műtrágyára, előírják a helyes kijuttatási módot (injektálás; tisztított szennyvíz, szennyvíziszap, hígtrágya, istállótrágya kijuttatása után mielőbbi talajba munkálás; fagyott talajra a kijuttatás tilalma)

A foszfor kémiai lekötődését elősegítő anyagok hozzáadása a talajhoz, vagy a szerves trágyához

Ebből a szempontból a viszonylag olcsó mészkőrlemény, vagy egyéb kalcium-karbonátot tartalmazó anyag hozzáadása jöhet szóba. A szerves foszfor felvehetősége a semleges körüli talaj kémhatásnál a legnagyobb. A savanyú talajok meszezése inkább növeli a foszfor felvehetőségét azáltal, hogy csökkenti a vas és alumínium foszfátok formájában történő lekötődést a semleges pH-hoz való közelítés révén. A szerves trágyákban a foszfor is szerves vegyületekben fordul elő, csak lassan válik szabaddá a lebomlása során. A kis molekulájú szerves vegyületek vízben való oldódását a mészkőpor nem akadályozza meg, csak az ásványosodás során keletkező foszfát-foszfor lekötődését segíti. Összességében csekély hatékonyságú eszköz.

Hígrágya helyett szalmás istállótrágya alkalmazása

A Balaton vízvédelmének már korábban is alkalmazott hatékony eszköze. Minél kevesebb folyékony halazállapotú hulladék keletkezik, annál kisebb a környezeti kockázat. Mivel azonban a szilárd istállótrágyás tartás nehezebben gépesíthető, és az élömunka a termelést drágítja, a költséghatékonysági szempontok az vízöblítéses technológiák elterjedését eredményezték. Nyilván ehhez az is kellett, hogy a környezet terheléséhez nem kapcsolódott költség. Ez a helyzet már napjainkra is megváltozott és a jövőben még inkább megváltozik, tehát elképzelhető, hogy ismét a szilárd trágyás technológiák terjedhetnek el.

Közvetlen foszfor visszanyerés szennyvízből (állattartó telepek szennyvizét is beleértve)

A szennyvízkezelési technológiáknál használt módszerek alkalmazhatók. A biológiai tisztítás a szerves anyagok lebomlását eredményezik, ami a foszfor csak igen kis részét távolítja el. A kémiai tisztítás során a foszfor precipitálódik, és a szennyvíziszapban akár akár 85 %-a is eltávolítható. A még nagyon kevésbé elterjedt mikroszűrési technológiával a foszfor akár 95 %-a is eltávolítható. A pontszerű források kezelésének a módja alapvetően, nem a diffúz forrásoké.

Szántás az oldható foszforban gazdag maradványok talajba forgatása céljából

A módszerek megfelelője, csak ebben az esetben a foszfort tartalmazó vízoldható szerves vegyületek forrása valamilyen helyben képződött szervesanyag maradvány. A főbb szántóföldi kultúrák közül kevés olyan van, amelynek a betakarításakor nagy foszfor tartalmú melléktermés maradna a területen, mert a foszfor a főtermésben koncentrálódik.

Lassú hatású nitrogén műtrágyák alkalmazása

Az egyik leghatékonyabb módszer lehetne a vízoldható nitrogén terhelés szabályozására. A nitrogén tartalmú, polimerizált vegyületekből a hatóanyag csak fokozatosan, a növények tápanyag felvételéhez jobban alkalmazkodó ütemben szabadul fel, így a hirtelen nitrát koncentráció növekedés a talajoldatban, ami a hagyományos nitrogén műtrágyák mindegyikénél bekövetkezik, elkerülhető. Ezek a műtrágyák igen drágák, ezért alkalmazásuk a jövedelmező kertészeti kultúrákra korlátozódik. A foszfor műtrágyák jelentős részben vízoldható vegyületek formájában tartalmazzák a hatóanyagot, de a keletkező foszfát ionok erősen adszorbeálódnak a talajkolloidokon. Magyarországon nincs jelentősége a nyersfoszfátot tartalmazó őrleményeknek, amelyekben a foszfor nehezen oldható kémiai formában van jelen, és ez a hatóanyag az erősen savanyú talajokon fokozatosan válik szabaddá. A nyersfoszfátok műtrágyaként való használatának további feltétele, hogy az alacsony foszfor koncentrációhoz jól alkalmazkodó kultúrákat termesszenek, és ez a tulajdonság a trópusi növények jellemzője.

13.3. Állattartótelepeken a trágya tárolásával kapcsolatos követelményeknek megfelelő átalakítások

Híg-és istállótrágya megfelelő tárolása

A csurgalékvíz gyűjtésére, tárolási kapacitásra, tárolási módra vonatkozó előírásokat a 27/2006. (II. 7.) Korm. rendelet és a 33/2006. (V. 2.) FVM rendelet enyhítette olyan módon, hogy a tárolási és kezelési előírások teljesítésének határidőit későbbre tolták. A nitrátérzékeny területekre vonatkozó felhasználási korlátok nem változtak.

13.4. Partikulált foszfor veszteségek csökkentése (erózió elleni védekezés)

Művelési ág megváltoztatása

A gyepezítés és erdősítés az egyik leghatékonyabb módja az erózió elleni védekezésnek, ami a partikulált tápanyag veszteségeket a korábbi szint néhány tized százalékára képes csökkenteni. Ezzel szemben a vízben oldott nitrogén veszteségek akár nőhetnek is ennek hatására. Ennek az a magyarázata, hogy az eróziót, és ezzel a foszfor terhelés mértékét csökkentő beavatkozások a felszíni lefolyás koncentrációjának a növekedésével jáhatnak, mivel a természetes vegetáció alatt a növénymaradványok a felszínen bomlanak el, és ennek során kis molekulájú, vízben oldható szerves vegyületek képződnek. A gazdasági ellenérvek is súlyosak. A gyepek és erdők jövedelemtermelő képessége csak töredéke a szántók és gyümölcsösök jövedelmezőségének, tehát a nagy környezeti hatékonyság költsége közé kell számítani azt, hogy a korábban mezőgazdaságból élőknek új megélhetés után kell nézni, ami a rossz mezőgazdasági adottságú vidéki térségekben nehéz vállalkozás a munkahelyek hiánya miatt.

Műszaki talajvédelem (teraszolás, sáncolás, felszínegyengetés)

Nagyon hatékony módja a talajvédelemnek és a diffúz tápanyagterhelések megelőzésének, azonban nagyon drága, ezért teraszok csak kevés helyen vannak. Létesítésük és fenntartásuk magas költségeit csak nagyon értékes kultúrák képesek kitermelni (magas presztizsű borvidékek). Külföldi tapasztalatok azt mutatják, hogy esetenként a jószándékú, az EU támogatásával megvalósított beavatkozások rossz eredményhez is vezethetnek. Spanyolországban a művelhetőség javítása érdekében nagy területen végeztek felszínegyengetést, amely során a korábban mélyebben fekvő táblarészekre nagy vastagságban terítették friss, laza talajt. Ez a talajréteg heves záporok hatására előtte soha nem látott mértékben erodálódott, még mielőtt rendesen megülepedett volna.

Talajvédő táblásítás

Nagy táblák a lejtő irányában kisebb táblákká szabdalhatók fel utakkal, árkokkal és füvesített sávokkal. Gazdasági hátrányai lehetnek, hogy a létesítés költséges, a terület egy része kiesik a termelésből, a maradék területen belül pedig a gépkivétel romlik. Ez a módszer nem túl hatékony az eróziócsökkentés szempontjából, mivel a lejtő hosszának a csökkentése csak igen rövid lejtők esetén csökkenti jelentősen az eróziót, de a túlzottan felszabdalt táblákon a gazdasági veszteségek már túl nagyok. Meglévő ültetvények esetében ez a tényező nem változtatható.

Talajvédő talajművelés (szintvonalas művelés, sávos művelés)

A talajvédő talajművelési módokat rendszerint kombináltan alkalmazzák, a szintvonalas művelés csaknem mindig együtt jár a sávos műveléssel, esetleg a fentebb említett sáncolással. Az erózió és a partikulált diffúz tápanyagterhelés csökkentésében a lejtőmeredekségtől

függően 0-40 % hatékonyságú lehet, a 24 százalékosnál meredekebb lejtőknél már hatástralannak tekintik. Az ültetvényekben nincs jelentősége, hiszen azok művelésiránya szabott. A szintvonalas művelés többletköltsége jelentős lehet: darabsorok, speciális gépigény, többlet energia és idő. A váltvaforogató eke használata, szerencsére, terjedőben van. Változatos topográfiájú, dimbes-dombos területen a bevezetése nagyon költséges is lehet, illetve anyagi és technikai támogatás nélkül (műholdas navigáció a GPS vagy a fejlesztés alatt álló Galileo rendszer támogatásával) lehetetlen.

Talajvédő növénytermesztési technológiák: Talajvédő vetésforgó alkalmazása

A vetésváltást elsősorban a növény-egészségügyi szempontok, majd közvetlenül utána a gazdasági szempontok határozzák meg. A tömegtakarmányt fogyasztó állatok hiánya miatt illúzió a különben jó talajvédő hatású szálas takarmányok nagy területen főnövényként való termesztése. Másodvetésű zöldtrágya növényként valószínűleg beiktathatók a vetésforgóba. A kalászosok nagy aránya az erózió szempontjából kedvező. A kukorica monokultúra elkerülése helyes cél, mert késői vetésű, rossz talajtakarást biztosító növény. Azt azonban, hogy négyévente beillesztenek-e más növényt a vetésforgóba a kukoricán és a kalászosokon kívül, csak gazdasági szempontok döntenek majd el. Ha a jövőben az energetikai célú növénytermesztés nagyobb hangsúlyt kap a mezőgazdaságban, az elsősorban a kukorica vetésterületét fogja növelni, de valószínűleg nem a mostani művelési móddal (nagy sor és tőtáv), hanem sűrűbb térállásban, ahogy a csalamádét termesztik. Ez önmagában a tág térállású termesztéshez képest kedvező, de nem változtat azon, hogy a kukorica késői vetésű növény, és az év jelentős részében nem, vagy alig biztosít talajtakarást. Valószínűleg a monokultúrás termesztés nagyobb elterjedését is magával hozhatja az energetikai célú növénytermesztés.

Betakarítást követő tarlóhántás

Ennek a műveletnek a talaj nedvességtartalma megőrzésében és a csapadék jobb beszivárgásának az elősegítésében van szerepe, bár a heves záporok a sekélyen megmunkált felszíni talajréteget akár jelentős mértékben is lemoshatják. A jelenség magyarázata ugyanaz, mint a 4.2. pontnál említett esetben, ahol a felszínegyengetés vezetett nem várt, kedvezőtlen hatáshoz. Az erózió és a felszíni tápanyagterhelés szempontjából ellentétes hatások eredőjét kell mérlegelni. A tarlómaradványok alapvetően gátolják az eróziót, csapadékos nyáron ezért a tarlóhántás mellőzése a kedvezőbb. Száraz, de legalábbis nem heves záporokkal érkező nyáron a tarlóhántás alapvetően pozitív hatású.

Növényi maradványok aprítása, felszínen hagyása (mulcs)

A felszint borító anyagok csökkentik a lefolyó víz sebességét, és ezáltal a szállítási kapacitását, a mikro-mélyedésekben kiülepedést okoznak, és csökkentik a csapadék közvetlen hatásának kitett felület nagyságát. Az egyik leghatékonyabb módja az erózió csökkentésének. A felszínborítást növénymaradványokon kívül kötőrmelék, és egyéb, nem erodálódó anyagok adhatják. A növénymaradványok finomra szecskázásával és a felszínen hagyásával kialakított mulcsréteg talajvédő hatása a százalékos felszínborítási aránytól és a felszín érdességétől függően akár közel 100 százalék is lehet. A gazdasági költségei is tetemesek, mivel speciális gépeket igényel pl. a szármaradványok apróra szecskázása betakarításkor. A speciális mulcsvetőgép a normál vetőgépek árának duplájába is kerülhetnek. Mulcsozás alkalmazása esetén új növényvédelmi problémák merülnek fel. Ültetvényekben (meredek szőlők, gyümölcsösök) gondoskodni kell a helyben nem megtermelődő talajtakaró anyagról is (plusz szállítási költség).

Másodvetés, ültevényekben a sorközök gyepesítése

A növényborítottság fenntartása az erózió szempontjából mindenképpen kedvező. Vannak azonban olyan érvek, amelyek a másodvetésű és köztes növények termesztésének értelmét megkérdőjelezzik. Aszályos területen, illetve aszályos évben ilyen érv lehet a vízmegőrzés szempontja. A növényvel borított területről mindig több víz párolog el, mint a növényvel nem fedett területről (v.ö. tarlóhántás indoka). A meredek lejtőkön, sekély talajrétegű táblákon termesztett, esetleg kiváló minőségű szőlő termésmennyiségét is nagyon hátrányosan befolyásolja a füves sorközök növényzete által elpárologtatott víz. Itt ismét bizonytalan időjárási tényezőktől függő optimalizálásra lenne szükség: ha van elég csapadék, akkor a másodvetésű és köztes vetésű növények termesztése a jobb választás, ha szárazság van, akkor ezek mellőzése a kedvezőbb. A szántókon a másodvetésű növények termesztésének általában csak költségei vannak, gazdasági haszna nem nagyon. A szőlőkben általában minden második sort gyepesítik, itt járnak a gépek, időnként a sorokat váltják. A sorközök bevetésének van tehát közvetlen gyakorlati haszna is.

Csökkentett és no-tillage művelés

A talaj forgatása nélküli talajművelés, illetve a csökkentett mértékű talajforgatással végzett talajművelés hatása attól függ, hogy a talaj szerkezete milyen. Erősen szerkezetes, jó vízállóságú, nem szétiszapolódó morzsákból álló talaj esetében a rendszeres talajforgatás elmaradása az erózió mértékét nem növeli. A leromlott szerkezetű, elporosodott talajok esetében megüledés után az erózió jelentősen nőhet. Az ilyen üvelésmódoknál rendszerint talajlazítást végeznek. Gyakran együtt alkalmazzák a mulcs technológiával.

Talajszerkezet romlás, tömörödés megakadályozása

A lazább, nem tömörödött talajon a víz beszivárgása jó, és ez kedvező az erózió elleni védekezés szempontjából is. A talajvédő művelésnek meg kell akadályozni a talaj fizikai degradációját az időnkénti mélylazítózás, mélyszántás, esetleg vakond drén alkalmazásával, és kerülni kell a felszín elporosodását, nedvesen eliszapolódását eredményező forgókapás művelést. A fizikai degradáció megelőzésének egyik fontos módja, ha a talajművelést mindig az optimális nedvességtartalom mellett végzik, a túl nedvesen művelt talaj ugyanis kenődik és tömörödik, a túl szárazon művelt talaj pedig elporosodhat.

Talajstabilizátorok alkalmazása (főként iszap talajokon)

A meredek, általában mesterséges felszínek stabilizálása hálóval, gally fedéssel vagy szárazon polimerizálódó, de lassan lebomló emulziós talajstabilizátorokkal igen költséges eljárás. A mezőgazdasági gyakorlatban ezek alkalmazásukat kizártnak tartom. Még ott sem alkalmazzák, ahol jelentős költségű beruházások zajlanak, és elméletileg kötelező lenne (autópályák rézsűinek az idiglenes stabilizálása).

A talaj szervesanyag tartalmának növelése

Hosszabb távon a leghatékonyabb eljárás lehet az erózió csökkentésére. Hatására a szerkezetstabilitás a nagyobb lesz, a szerkezeti elemek porozitása nő, így az erodálhatóság lényegesen csökken. A mulcsozásnak egyértelműen ilyen hatása is van. Nehézségét az adja, hogy a hagyományos, forgatásos talajművelés a szervesanyag lebomlásának, és nem a felhalmozódásának kedvez. Hagyományos művelésmód mellett csak évről-évre igen nagy adagú szerves trágyával lehet a talaj humusztartalmát növelni, ez azonban nagyon drága. Reálisan csak a mulcs technológia elterjedésének lehet a következménye.

Védősáv létesítése a vízfolyások és táblák mentén

Vízfolyások mentén a természetes parti vegetáció kialakulásának elősegítése

Attól függően, hogy a környező területekről milyen formában érkezik a víz a vízfolyásokhoz, a galériaerdők változó hatékonyságúak lehetnek az erózióvédelem szempontjából. A koncentrált lefolyás széles védősávokon is áthatol barázdákat, vízmosásokat vájva. A nem koncentrált lefolyás megakadályozására megfelelő hatékonyságú ez a módszer. Növényvédelmi problémákat is okozhatnak ezek a természetes vegetációjú sávok, kórokozók, kártevők terjedésének kiindulópontjai lehetnek.

Füvesített, vagy csak parlagon hagyott táblaszegélyek

Németországban régtől fogva az extenzifikálás és a termőterület csökkentés egyik fontos eszköze. Viszonylag egyenletes lejtésű táblák esetében hatékony megoldás lehet a diffúz, elsősorban partikulált terhelés csökkentésére. Változatos domborzatú tájakban a tábla belsején kialakuló barázdák, és az onnan származó hordalék megfogására önmagában nem elégséges. Ahol már a táblán is vannak völgytalpak, ahová összefut a víz és koncentráltan folyik tovább, ott csak a kritikus részeknek a speciális védelme (füvesítés) hozhat kielégítő eredményt. Ez a módszer is fölvet új növényvédelmi problémákat is.

13.5. Jogsabályi háttér

Nitrát direktíva: a mezőgazdasági tevékenység szabályozása

- Nitrát-érzékeny területek kijelölése
- Állattartó telepek: trágyatárolás (műszaki előírások)
- Földhasználat: jó mezőgazdasági gyakorlat, erózióvédelem, tápanyag gazdálkodási szaktanácsadás, trágyakijuttatás szabályozása
- Nyilvántartási, adatszolgáltatási kötelezettség,
- Ellenőrzés

Agrár környezetvédelmi program: célzott támogatások

- Szántó/gyep konverzió, gyümölcsös telepítése, őshonos állatok beszerzése, az állattartáshoz kapcsolódó legeltetési berendezések helyre-állítása, létesítése (karámépítés, itatók, stb.), agrár-környezetvédelemhez kapcsolódó eszköz, illetve járulékos munkagép beszerzése, talajvízháztartás helyreállítása, épület beruházások, feldolgozási, marketing támogatások stb.

2009-től: Új Magyarország Vidékfejlesztési Program (ÚMVP) részeként!

Irodalom:

Dr. Sisák István: Diffúz terhelés csökkentése. Kézirat, 2007.

Nonotni, V.: Diffuse Pollution and Watershed Management. John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, USA, 2003.

14. ELŐADÁS: TÓ- ÉS TÁROZÓ REHABILITÁCIÓ

A trofitás csökkentése érdekében dollármilliókat költöttek az ipari és a kommunális szennyvíztisztítás fejlesztésére a világ sok országában, beleértve a tisztított szennyvíz foszfor-koncentrációjának csökkentésére tett erőfeszítéseket is. Ezek a megoldások önmagukban azonban nem vezettek a kívánt eredményre. Ennek legfontosabb oka az volt, hogy a mezőgazdasági és városi lefolyásból származó foszforterhelés számottevő mértékű. A második oka pedig a belső foszforterhelés volt.

A tavak foszformérlege alapján a trofitás csökkentésére három lehetőség adódik:

- külső foszforterhelés csökkentése (szennyvizek tisztítása, elvezetése, tóvíz hígítása alacsony foszfortartalmú vízzel, városi és mezőgazdasági lefolyás csökkentése);
- A foszforexport elősegítése a kifolyóba (foszforban gazdag hipolimnion vizének elvezetése), de ez sekély tavaknál nem alkalmazható módszer;
- A foszforvisszatartás elősegítése a tóban, vagyis a foszfor újraoldódásának megakadályozása.

14.1. A külső foszforterhelés csökkentésének lehetőségei

A befolyó vizek elvezetése

Lényege, hogy a tápanyagban gazdag vizet elvezetik a vízgyűjtőről. Ez általában a probléma áthelyezése máshova, kivéve, ha az elvezetett vizet öntözésre használják, vagy olyan befogadóba vezetik, aminek vize nem tápanyag limitált. A módszer sekély tavak esetén korlátozottan használható a belső tápanyag utánpótlás miatt.

Szennyvíztisztítással elérhető javulás

Az egész világon nagy összegeket költöttek a szennyvizek tisztítására, a legtöbb szennyvíztisztítót azonban nem tették alkalmassá foszforeltávolításra: A fejlett országok jelenlegi célja ennek a problémának a megoldása. A Shagawa tóban (Minnesota) az oldott reaktív foszfor koncentrációja 40-80 %-kal csökkent a szennyvíz harmadlagos tisztítása után a működés megkezdése utáni harmadik évben. A tó a-klorofill koncentrációja a szennyvízkezelés hatására május-júniusban felére csökkent, de július-augusztusban nem változott a kezelés előtti állapothoz képest. A harmadlagos tisztítás bevezetésével a Shagawa tó foszforterhelése számottevően csökkent, ennek következtében csökkenést regisztráltak a tóvíz oldott reaktív foszfor és összes foszfor koncentrációja esetében is. Az összes foszfor töménységének csökkenése azonban nem érte el az elvárt értéket. A tanulmány végkövetkeztetése az volt, hogy a tó külső foszforterhelésének jelentős csökkentése a tóvíz összes foszfor koncentrációjának csökkenéséhez vezetett ugyan, de azt nem követte elfogadható időintervallumon belül a produktivitás csökkenése. Következésképpen elfogadható összes foszfor koncentráció elérése érdekében tavon belüli beavatkozással a belső terhelést csökkenteni kell. A tavon belüli beavatkozások területén az alábbi lehetőségek adódnak.

14.2. A vízminőség javítása a tavon belüli beavatkozásokkal

Biomanipuláció

A biomanipulációs lehetőségek kihasználása az eutrofizáció csökkentésére jelenleg fejlődésben levő terület. Az alapvető ideológiájuk az, hogy az algabiomassza csökkentése a kifaló kapacitás növelése és/vagy a turbáció csökkentése révén megoldható. A biomanipulációs technikák jelenleg még kísérleti stádiumban vannak, hatékonyságukról kevés

a tapasztalat. Ugyanakkor ezek a módszerek a tavi táplálkozási összefüggések bonyolult rendszerének alapos ismeretét igénylik azért, hogy a biológiai beavatkozás (pl. haltelepítés) károkat ne okozzon az ökoszisztémában. A biomanipuláció előnye az lehet, hogy vegyszerek alkalmazása, vagy kotrás nélkül is érhető el eredmény.

Kotrás

Az üledék kotrása általánosan alkalmazott tőrehabilitációs eljárás. Jól használható tápanyagok, toxikus anyagok vagy gyökerező növények eltávolítására. Néhány esetben (pl. toxikus anyag tartalmú üledék) csak a kotrás jöhet szóba. Ennek ellenére azt tartják, hogy a kotrással a probléma nem oldódik meg, csak áttevődik egyik helyről a másikra, sőt, egyes esetekben még fokozódhatnak is a gondok. Például, ha a zagyteret nem tervezték meg megfelelően, a tápanyagok vagy toxikus anyagok a talajvízbe, vagy más felszíni vízbe juthatnak vissza. Ugyancsak gondot okozhat a tavi üledék felkeveredése a kotrási munka közben.

Az eddig elvégzett kotrási beavatkozások legtöbbször a vízminőség javulását eredményezte. Ha a hosszú távú előnyöket nézzük, a kotrásból származó gondok egy része elhanyagolható. A kotrás kevésbé volt sikeres azokban az esetekben, amikor a kotrási stratégiát, és a kotrandó üledékmennyiséget helytelenül állapították meg.

A kotrás költsége nem kevés. Ha csak a költséget vesszük, a kotrás drágább, mint az inaktivációs módszerek. A különböző kotrási projektek fajlagos költségét is nehéz összehasonlítani az eltérő körülmények miatt (berendezés, projekt méret, zagyterek kialakítása, kotort anyagsűrűség, stb.). Ma már nyilvánvaló, hogy a kotrás és az üledék inaktivációs módszerek összehasonlítása komplex módon meglehetősen bonyolult, sok változós. Tovább bonyolítja a helyzetet az a tény, hogy a kotrási költséget eltávolított anyagmennyiségre, az üledék inaktivációs eljárások költségét pedig kezelt felületre szokták vonatkoztatni. A 14.1 táblázat adatai azonban arra utalnak, hogy a kotrás átlagos költsége 50-szer nagyobb, mint a kémiai kezelése.

14.1 táblázat: Az alumíniumos kezelés fajlagos költsége

Kezelt tó	Átlagos mélység	Felület	Vegyszer és dózis	Kezelési költség
	[m]	[ha]	[gAl/m ³]	[\$/ha]
Horseshoe Lake	4,0	8,9	2,6	101
Lake San Marcos	2,3	18,2	6,0	126
Welland Canal	9,0	74,0	2,5	204
Mirror Lake	7,8	5,1	6,6	400
Shadow Lake	5,3	17,1	5,7	400
Cline's Pond	2,4	0,4	10,0	420
West Twin Lake	4,4	34,0	26,0	425
Dollar Lake	3,9	2,2	20,9	504
átlag:				322,5

Tápanyag kicsapatás és inaktiválás

Amint arról már szó volt, a külső tápanyag terhelés csökkentése nem mindig vezetett a kívánt eredményre, mivel a belső terhelés (főként a felszabaduló foszfor) jelentősen hozzájárult a tó tápanyagforgalmához. A probléma megoldására több kémiai kezelési módszert dolgoztak ki:

foszforkicsapatás a tóban;

- a foszfor inaktiválása az üledékben a felszabadulás gátlása érdekében;
- az üledék kémiai oxidációja;
- az üledék biológiai oxidációja.

A foszfor kicsapatása és inaktiválása

A tavak foszforkoncentrációjának csökkentése a tóvízben végzett kicsapatással, az üledékből való felszabadulás gátlása pedig a foszfor inaktiválásával oldható meg. A kicsapatást fémionok adagolásával végzik (alumínium-, vas-, kalcium-sók, valamint olyan ritka földfémek sói, mint a cirkónium, lantán, titán). E fémek sói közül a lantán és cirkónium sói a leghatékonyabbak, utánuk az alumínium-sók következnek. A ritka földfémek azonban potenciálisan toxikusak, és drágák. A hamu és a kohósalak alkalmazása nehézfémtartalma miatt nem ajánlott. A mesterséges áramoltatás és levegőztetés csak rétegzett tavaknál eredményes, sekély tavaknál nem. Ma az alumínium-szulfáttal, vagy nátrium-alumínáttal végzett foszfor inaktiválás a legelterjedtebb.

A foszfor inaktiválása alumínium-sókkal

Az első alumíniumsós kezelést a svédországi Longsjon-tavon alkalmazták. A kezelés hatására a nyári algaprodukció csökkent, de a hatás nem volt tartós, mert a szennyvíz bevezetés nem szűnt meg: A kezelést két év múlva meg kellett ismételni. Azóta számos amerikai és európai mély tavon alkalmazták ezt a módszert. Számos esetben a kezelés hatása tíz évig is érzékelhető volt. Az alumínium-só adagolás hatása sekély,- tavak esetében kisebb volt a jól definiált hipolimnion (váltóréteg) hiánya miatt. A tavak foszforviszonyai a módszer alkalmazását követő egy éven belül kevésbé javultak (Pickrel-tó, Wisconsin; Long-tó, Washington; Clines-tó, Oregon).

E tavak vízminősége ugyan javult a kezelés után, de a hatás nem volt hosszantartó. Az intakt üledékminták kémiai elemzésének eredményei azt mutatták, hogy az alumínium flokkok a felkeveredés miatt az üledékben eloszlottak, és a szabad üledékfelszínről a kötődött foszfor a víztérbe juthatott.

Al-sókkal végzett kicsapatás és inaktiválás mechanizmusa

Ha alumínium-szulfátot, vagy nátrium-alumínátot adagolnak a vízbe hidrolizált ionfajta keletkeznek a pH-tól függően (polimerizált alumínium-hidroxid, alumínát, vagy $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$). pH = 6 - 8 között rosszul oldódó, jól ülepedő $\text{Al}(\text{OH})_3$ csapadék képződik. 8-as pH felett alumínát, 6-os pH alatt $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ ion jellemző. Az alumínium különböző arányú víz- és hidroxó-komplexei átalakulhatnak egymásba a pH-tól függően, egyensúlyi reakciók eredményeképp. A legfontosabb a foszforeltávolítás szempontjából az $\text{Al}(\text{OH})_3$. Az $\text{Al}(\text{OH})_3$ képződése közben a pH és az alkalinitás csökken. Ha a víz puffer kapacitása kicsi, a só túladagolása esetén a pH 6 alá csökken, és a vízben toxikus Al^{3+} ion jelenik meg, egyúttal csökken az $\text{Al}(\text{OH})_3$ csapadék tömege (oldódás), a már kötött foszfor felszabadulhat. Következésképpen az Al-sók szükséges dózist a víz pH-ja és keménysége határozza meg. A főbb foszforeltávolítási folyamatok:

- AlPO_4 csapadék képződése;
- foszfor adszorpció az $\text{Al}(\text{OH})_3$ -on;
- a foszfortartalmú $\text{Al}(\text{OH})_3$ flokkok kiülepedése.

A pH = 6-8 intervallumban az oldott reaktív foszfor és a partikuláit foszfor eltávolítására egyaránt alkalmas ez a módszer. Az eljárás hátránya az, hogy az alumínium toxikus a vízi

élővilágra 50 µg/L feletti koncentrációban. Ha a víz pH-ja nem 6 alatti, az Al³⁺ koncentrációja a határérték alatt marad. Újabb eredmények szerint az alumínium akkumulálódhat az emberi szervezetben, és hatása káros lehet a központi idegrendszerre.

Foszfor inaktiválás vas-sókkal

A vas-sókat flokkuláló szerként régóta használják a szennyvíztisztításban, de a tavi foszforeltávolításban eddig nemigen jött szóba. Ennek oka az a vélemény volt, hogy alacsony redox potenciál esetén a Fe(III) Fe(II)-vé redukálódik, és a kötött foszfor felszabadul. Két michigani tó, egy svéd tó esetében a FeCl₃, CaCO₃ és Ca(NO₃)₂ együttes adagolásával figyelemre méltó eredményt értek el.

A foszforeltávolítás mechanizmusa vas-sók esetében

A vas(III)-sók vízben oldása során a pH-tól függően igen változatos víz és hidroxokomplexek képződhetnek egyensúlyra vezető kémiai folyamatok révén. Ugyancsak van lehetőség nagy ionsúlyú hidroxokomplexek képződésére is.

A vízben és az üledékben levő vas és foszfát közötti kölcsönhatást a pH és a redox potenciál befolyásolja. A Fe(III) vizes oldatban nagyobbrészt mono- és polimer hidroxokomplex formában van jelen.

Az üledék oxidációja

1976-ban olyan módszert fejlesztettek ki, amivel az üledék felső 15-20 cm-es rétegét oxidálják nitrát adagolással, biológiai úton (denitrifikáció elősegítése). A vas(II) vas(III)-má alakulásával így a foszfor felszabadulás rátája alacsonyabb volt. Ca(NO₃)₂ oldatot adagoltak az üledékbe 141 g N/m² dózisban. Az adagolás előtt 146 g Fe/m² vas(III)-kloridot injektáltak az üledékbe a H₂S megkötésére. Mivel a vas-klorid a pH-t csökkentette, 180 g Ca/m² mész adagolására is szükség volt. Ezzel a kezeléssel 70-85 %-kal csökkentették az intersticiális (üledékközi) víz foszforkoncentrációját.

A FeCl₃ és a CaCO₃ adagolására nem minden tónál volt szükség: pl. a White Longh tó (Írország) esetében 61 g N/m² nitrogén dózissal FeCl₃ és CaCO₃ nélkül is jó eredményt értek el (itt az üledékben eleve ott levő vas elegendőnek bizonyult).

Kimutatták, hogy a nitráttal kezelt üledékben a nitrát elfogyása után a foszfor felszabadult. Ennek az volt az oka, hogy egyes baktériumok a Fe(III)-at elektron akceptorként hasznosíthatják, miközben azt Fe(II)-vé alakítják az anaerob légzés során. Egyes esetekben a nitrát adagolás önmagában vezetett foszfor felszabaduláshoz, aminek oka az oxigénhiányos üledék bakteriális aktivitásának elősegítése volt a nitrát oxigénjének felhasználásával. Sekély tavaknál a nitrát adagolás nem volt eredményes, mivel az üledékbe injektált vegyszer a felkeveredés révén szétoszlott az egész víztömegben.

Általános ajánlások üledék vassal való kezelésére:

A P felszabadulási kísérletek eredményei azt mutatják, hogy 100 g Fe³⁺/m² és az feletti dózis hatásosan gátolja a P felszabadulását anoxikus körülmények között is. A kezelés hatására azonban hirtelen pH csökkenés következhet be, amit az alkalmazás esetén figyelembe kell venni. A pH lényeges csökkenése ugyanis veszélyes lehet a tavi ökoszisztémára. További kísérletek szükségesek a Fe dózis, P inaktiváció, pH változás, üledék CaCO₃ tartalom összefüggéseinek feltárására.

Az Al kezelés legnagyobb hátránya sekély tavakban az $\text{Al}(\text{OH})_3$ flokkok diszperziója és újra eloszlása a felkeveredés hatására. Ugyanez lehet a vaskezelés hátránya is, ha azt a tó felületen alkalmazzák. A FeCl_3 üledékbe keverése viszont jó megoldásnak tűnik. Figyelmet kell fordítani a FeCl_3 nehézfém tartalmára, mielőtt azt tavi ökoszisztémákban alkalmazzák. Feltételezendő, hogy a vegyszer nehézfém tartalmának egésze felszabadulhat (bár ez általában nem következik be).

A 100 g Fe/m^2 dózis esetén a kezelés költsége 2000 dfl/ha vegyszerköltségből és kb. 3000 dfl/ha labor- és berendezés költségből tevődik össze.

Anaerob feltételek között a P felszabadulása a $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ képződése miatt gátolt nagyobb Fe dózisok esetén. Alacsonyabb dózisoknál, vagy kezeletlen üledéknél tapasztalt nagyobb P felszabadulást a FeS képződésével lehet magyarázni, valamint azzal, hogy a Fe^{2+} ionok mennyisége nem elegendő az összes S^{2-} és PO_4^{3-} kicsapatásához. A feltételezés bizonyítására két kísérlet sorozat elvégzése javasolható:

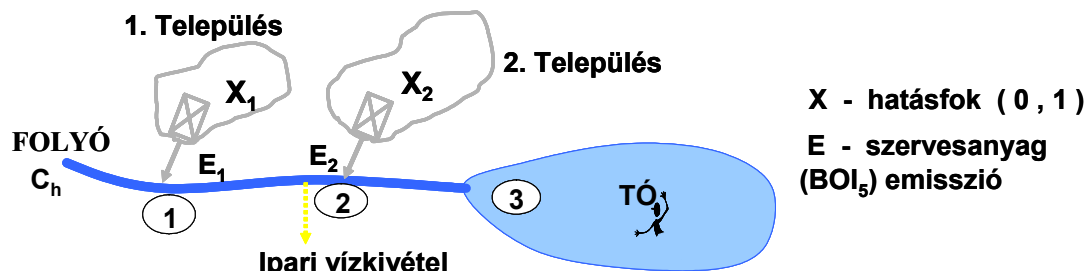
- a./ különböző FeCl_3 dózissal kezelt üledékben mérik a P felszabadulási rátát kb. három hétig. Ezután S^{2-} iont injektálnak az üledékbe, és a P felszabadulás alakulását további néhány hétig követik.
- b./ A második kísérlet sorozatot ugyanolyan vasmennyiség adagolása mellett végzik.

Irodalom:

Szilágyi Ferenc: Az eutrofizáció szabályozása. Kézirat.

Steve McComas: Lake and Pond Management. Guidebook. Lewis Publishers, 2003.

1. GYAKORLAT: OPTIMALIZÁCIÓS FELADAT: CÉLÁLLAPOTOT BIZTOSÍTÓ TISZTÍTÁS KÉT SZENNYEZŐFORRÁS ESETÉN



X - hatásfok (0 , 1)

E - szervesanyag (BOI₅) emisszió

Jelen:

(határérték, C_{H2})

Füdés (C_{H3})

Célállapot (befogadó határérték)

Oldott oxigén koncentráció

$$C_2 = C_h - a_{12}E_1$$

$$C_3 = C_h - a_{13}E_1 - a_{23}E_2$$

C_h, C_2, C_3 - jelen állapot (monitorozás)

Feltéti egyenletek (tisztítás után):

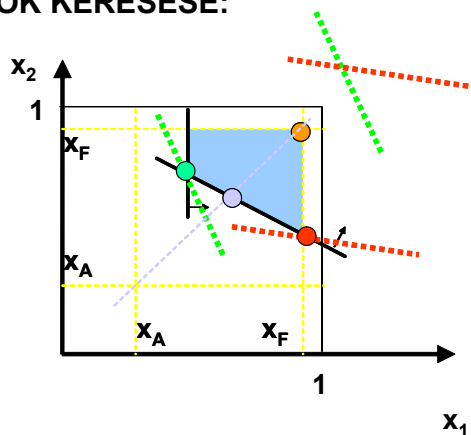
$$\textcircled{1} \quad C_h - a_{12}E_1(1-X_1) \geq C_{H2}$$

$$\textcircled{2} \quad C_h - a_{13}E_1(1-X_1) - a_{23}E_2(1-X_2) \geq C_{H3}$$

$$\textcircled{3} \quad X_1, X_2 > X_A \quad \textcircled{4} \quad X_1, X_2 < X_F$$

a_{12} - átviteli tényező: az 1 helyen lévő emisszió hatása a 2 helyen. (emisszió → immisszió)

MEGOLDÁSOK KERESÉSE:



1. Legjobb technológia (BAT) – technológiai határérték

2. Egyenletes terhelés csökkentés: $X_1 = X_2$

3. Leggazdaságosabb megoldás: költség-minimum

$$\min [K_1(X_1) + K_2(X_2)]$$

CÉLFÜGGVÉNY

$$\min [k_1X_1 + k_2X_2]$$

HELYES VOLT-E A KÖLTSÉG FÜGGVÉNY?

A vízminőség szabályozás lépései:

1. jelenlegi állapot felmérése (vízminőség, emissziók)
2. célállapot (vízhasználatok!)
3. alternatívák és azok értékelése
4. megoldás kiválasztása (döntéshozók)
5. megvalósítás
6. monitoring: teljesült a célállapot?

2. GYAKORLAT: ÜLEPEDŐ SZENNYEZŐANYAG TRANZMISSZIÓJA

I. A feladat

Egy folyót két egymás alatt lévő település kommunális szennyvize terhel. A települések teljesen csatornázottak, tisztítási technológia azonban nincsen. A települések távolsága egymástól $L_{1-2} = 8 \text{ km}$. A lakosegyenértékre vonatkozó napi szennyvízkibocsátás $q = 200 \text{ l/fő/nap}$, a szervesanyag-kibocsátás $boi = 60 \text{ g/fő/nap}$. A felső település lakosegyenértéke $LEÉ_1 = 160\,000 \text{ fő}$, az alsóé $LEÉ_2 = 200\,000 \text{ fő}$. A kibocsátott szervesanyag ülepedésre hajlamos, átlagos ülepedési sebessége $v_s = 0.2 \text{ m/óra}$. A folyó mértékadó vízhozama $Q = 8 \text{ m}^3/\text{s}$, az ehhez tartozó hidraulikai paraméterek $v = 1.2 \text{ m/s}$, $H = 0.8 \text{ m}$. A folyóbeli háttérkoncentráció a feljebb lévő üzem felett $C_h = 4 \text{ g/m}^3$. Az alsó üzem alatt $L_{2-i} = 15 \text{ km}$ -re az immisszió határértéke $C_i = 5 \text{ mg/l}$.

1. Szükséges-e emisszió-csökkentés? Mekkora az egyes települések átviteli tényezője az immissziós pontban? Milyen a szennyezőanyag-profil, ill. az átviteli tényező profilja a folyószakaszon? Mennyi friss üledék halmozódik fel egy év alatt?
2. A településeken kémiai kezeléssel intenzifikált mechanikai tisztítási technológiát ($\eta = 45 \%$) vagy biológiai nagyterhelésű tisztítási technológiát alkalmazhatunk ($\eta = 85 \%$). Mi lesz az egyes kombinációk hatása a vízminőségre?

A számításnál alkalmazzon 1D közelítést és feltételezzen permanens állapotot, valamint azonnali elkeveredést!

II. Emissziók számítása

Az első település szervesanyag-emissziója:

$$E_1 = boi \cdot LEÉ_1 = 60 \cdot 160000 \cdot \frac{1}{3600 \cdot 24} = 111.1 \text{ g/s}$$

A második település szervesanyag-emissziója:

$$E_2 = boi \cdot LEÉ_2 = 60 \cdot 200000 \cdot \frac{1}{3600 \cdot 24} = 138.9 \text{ g/s}$$

Az első település szennyvíz-mennyisége:

$$Q_{szv,1} = q \cdot LEÉ_1 = 200 \cdot 10^{-3} \cdot 160000 \cdot \frac{1}{3600 \cdot 24} = 0.370 \text{ m}^3/\text{s}$$

A második település szennyvíz-mennyisége:

$$Q_{szv,2} = q \cdot LEÉ_2 = 200 \cdot 10^{-3} \cdot 200000 \cdot \frac{1}{3600 \cdot 24} = 0.463 \text{ m}^3/\text{s}$$

III. A települések közötti szakasz számítása

Azonnali elkeveredés az első település alatt közvetlenül:

$$C_{0,1} = \frac{Q \cdot C_h + E_1}{Q + Q_{szv,1}} = \frac{8 \cdot 4 + 111.1}{8 + 0.370} = 17.1 \text{ g/m}^3$$

Koncentráció a második település felett közvetlenül:

$$C_{h,2} (x = L_{1-2}) = C_{0,1} \cdot \exp\left(-\frac{1}{H} \cdot \frac{v_s}{v} \cdot L_{1-2}\right) = 17.1 \cdot \exp\left(-\frac{1}{0.8} \cdot \frac{0.2}{3600 \cdot 1.2} \cdot 8 \cdot 10^3\right) = 10.8 \text{ g/m}^3$$

IV. A második település alatti szakasz számítása

Azonnali elkeveredés az első település alatt közvetlenül:

$$C_{0,2} = \frac{(Q + Q_{szv,1}) \cdot C_{h,2} + E_2}{Q + Q_{szv,1} + Q_{szv,2}} = \frac{(8 + 0.370) \cdot 10.8 + 138.9}{8 + 0.370 + 0.463} = 25.9 \text{ g/m}^3$$

Koncentráció az immissziós pontban:

$$C_i (x = L_{2-i}) = C_{0,2} \cdot \exp\left(-\frac{1}{H} \cdot \frac{v_s}{v} \cdot L_{2-i}\right) = 25.9 \cdot \exp\left(-\frac{1}{0.8} \cdot \frac{0.2}{3600 \cdot 1.2} \cdot 15 \cdot 10^3\right) = 10.9 \text{ g/m}^3$$

Összehasonlítás a határértékkel:

$$C_i = 10.9 \text{ g/m}^3 > C_{i,h} = 5 \text{ g/m}^3 \Rightarrow \text{Szükséges a tisztítás!}$$

V. Az átviteli tényezők számítása

Átviteli tényező az első település és a második település között (szennyvíz-emisszió felett):

$$a_{1,2} = \frac{1}{Q + Q_{szv,1}} \cdot \exp\left(-\frac{1}{H} \cdot \frac{v_s}{v} \cdot L_{1-2}\right) =$$

$$= \frac{1}{8 + 0.370} \cdot \exp\left(-\frac{1}{0.8} \cdot \frac{0.2}{3600 \cdot 1.2} \cdot 8 \cdot 10^3\right) = 0.075 \text{ s/m}^3$$

Átviteli tényező az első település és a második település között (szennyvíz-emisszió alatt):

$$a_{1,2} = \frac{1}{Q + Q_{szv,1} + Q_{szv,2}} \cdot \exp\left(-\frac{1}{H} \cdot \frac{v_s}{v} \cdot L_{1-2}\right) =$$

$$= \frac{1}{8 + 0.370 + 0.463} \cdot \exp\left(-\frac{1}{0.8} \cdot \frac{0.2}{3600 \cdot 1.2} \cdot 8 \cdot 10^3\right) = 0.071 \text{ s/m}^3$$

Átviteli tényező az első település és az immissziós pont között:

$$a_{1,i} = \frac{1}{Q + Q_{szv,1} + Q_{szv,2}} \cdot \exp\left(-\frac{1}{H} \cdot \frac{v_s}{v} \cdot (L_{1-2} + L_{2-i})\right) =$$

$$= \frac{1}{8 + 0.370 + 0.463} \cdot \exp\left(-\frac{1}{0.8} \cdot \frac{0.2}{3600 \cdot 1.2} \cdot (8 + 15) \cdot 10^3\right) = 0.030 \text{ s/m}^3$$

Átviteli tényező a második település és az immissziós pont között:

$$a_{2,i} = \frac{1}{Q + Q_{szv,1} + Q_{szv,2}} \cdot \exp\left(-\frac{1}{H} \cdot \frac{v_s}{v} \cdot L_{2-i}\right) =$$

$$= \frac{1}{8 + 0.370 + 0.463} \cdot \exp\left(-\frac{1}{0.8} \cdot \frac{0.2}{3600 \cdot 1.2} \cdot 15 \cdot 10^3\right) = 0.048 \text{ s/m}^3$$

Kontroll-számítás a teljes szakaszra:

$$C_i = (Q \cdot C_h + E_1) \cdot a_{1,i} + E_2 \cdot a_{2,i} = (8 \cdot 4 + 111.1) \cdot 0.030 + 138.9 \cdot 0.048 = 10.9 \text{ g/m}^3 \Rightarrow \text{OK!}$$

VI. A kiülepedett anyagmennyiség számítása a teljes szakaszon

A felhalmozódott ülepedő anyag 1 év alatt:

$$S_{1,i} = Q \cdot C_h + E_1 + E_2 - (Q + Q_{szv,1} + Q_{szv,2}) \cdot C_i =$$

$$= (8 \cdot 4 + 111.1 + 138.9 - (8 + 0.37 + 0.463) \cdot 10.9) \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 10^{-6} = 5862.2 \text{ t/év}$$

IV. Koncentráció- profil meghatározása

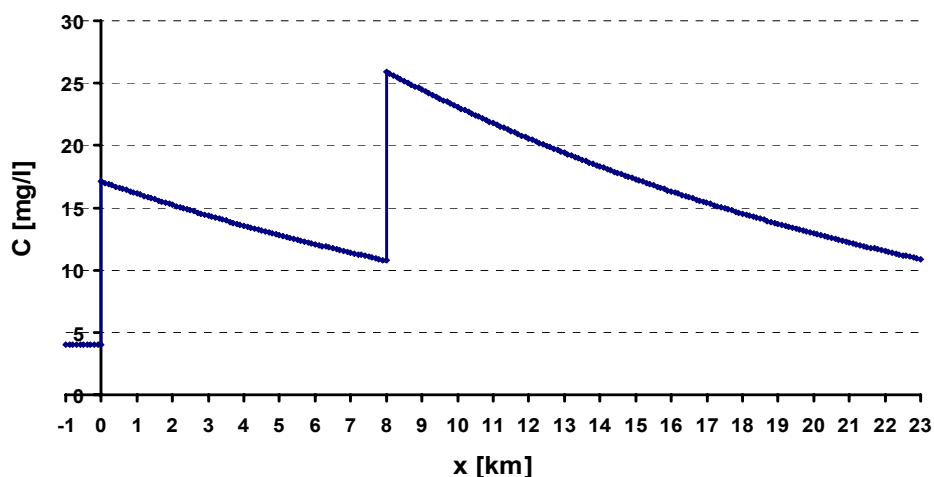
A koncentráció ill. az átviteli tényezők bármely távolságnál számíthatóak az adott szakaszra érvényes kezdeti értékek, ill. vízhozamok alapján. Az 1 táblázat és az 1 ábra szemlélteti a koncentráció- ill. az átviteli tényezők hossz szelvényét a teljes szakaszon.

$$C(x) = C_0 \cdot \exp\left(-\frac{1}{H} \cdot \frac{v_s}{v} \cdot x\right)$$

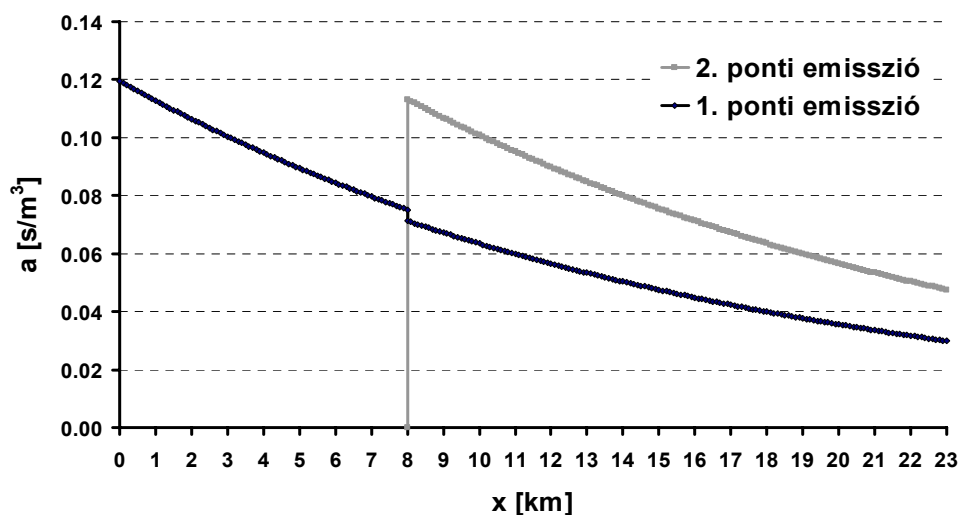
$$a(x) = \frac{1}{(Q + \sum Q_{szv})} \cdot \exp\left(-\frac{1}{H} \cdot \frac{v_s}{v} \cdot x\right)$$

L (km)	C (mg/l)	a ₁ (s/m ³)	a ₂ (s/m ³)
0	4.000	0.000	0.000
0	17.097	0.119	0.000
2	15.229	0.106	0.000
4	13.564	0.095	0.000
6	12.082	0.084	0.000
8	10.761	0.075	0.000
8	25.921	0.071	0.113
10	23.088	0.063	0.101
12	20.564	0.057	0.090
14	18.317	0.050	0.080
16	16.315	0.045	0.071
18	14.532	0.040	0.063
20	12.943	0.036	0.057
22	11.529	0.032	0.050
23	10.881	0.030	0.048

1. táblázat: Koncentráció- és átviteli tényező értékek a teljes szakaszon



1. ábra: Koncentráció hossz-szelvény a teljes szakaszon



1. ábra: Átviteli tényező hossz-szelvények a teljes szakaszon

VII. Tisztítási alternatívák számítása

Az emissziók számítása tisztítási technológia esetén az i -edik településen:

$$E_i = bo_i \cdot LEÉ_i \cdot \left(1 - \frac{\eta_i}{100}\right)$$

A különböző szennyvíztisztítási kombinációk vízminőségre gyakorolt hatását mutatja a 2 táblázat (a határértéknek megfelelő kombinációt szürke szín jelzi).

Mennyiség	Egység	Kombinációk							
η_1	%	0	0	45	85	45	45	85	85
η_2	%	45	85	0	0	45	85	45	85
E_1	g/s	111.11	111.11	61.11	16.67	61.11	61.11	16.67	16.67
E_2	g/s	76.39	20.83	138.89	138.89	76.39	20.83	76.39	20.83
$C_{0,1}$	mg/l	17.10	17.10	11.12	5.81	11.12	11.12	5.81	5.81
$C_{h,2}$	mg/l	10.76	10.76	7.00	3.66	7.00	7.00	3.66	3.66
$C_{0,2}$	mg/l	18.85	12.56	22.36	19.19	15.28	8.99	12.12	5.83
C_i	mg/l	7.91	5.27	9.39	8.06	6.42	3.78	5.09	2.45

2. táblázat: Koncentrációk különféle szennyvíztisztítási kombinációk esetén

3. GYAKORLAT: ELKEVEREDÉS SZÁMÍTÁSA

Feladat: Balesetszerű vízszennyezés előrejelzése, elemzése

Egy olajszállító tartálykocsi beborult egy hídról a folyóba. Tartálya megrepedt és 2 tonna olaj jutott a folyóba.

A folyó hidraulikai-hidrológiai adatai a balesetkor az alábbiak voltak:

$$\text{Vízhozam } Q = 250 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{Meder esés } S = 40 \text{ cm/km}$$

$$\text{A folyó szélessége, } B = 160 \text{ m}$$

$$\text{A folyó sebessége } v = 0,7 \text{ m/s}$$

Számítsa ki az átlagos vízmélységet, a nedvesített keresztmetszvény területet és a hidraulikus sugarat:

$$H = \dots\dots\dots \text{m}, \quad A = \dots\dots\dots \text{m}^2, \quad R = \dots\dots\dots \text{m}$$

Számítsa ki a diszperziós tényező értékét ($D_x = 0.005394 * Q/(s*B)$)

$$D_x = \dots\dots\dots \text{m}^2/\text{s}$$

Állítsa be a „riasztási (alarm) szintet 500 µg/l-re, és keresse meg azt a szelvényt amely alatt már riasztási szint alatt van az olaj koncentráció a folyóban: (Az olaj lebomlásával és a sűrűségkülönbséggel nem számolunk ($K=0$), a számításhoz használja a hosszirányú 1 D diszperziós (longitudinal dispersion) modellt.)

$$x = \dots\dots\dots \text{km}$$

A szennyezés alatt 120 km-re vízkivétel van. Számítsa ki a maximális olaj koncentráció értékét a vízkivétel helyén

$$C_{\text{max, 120 km}} = \dots\dots\dots \mu\text{g/l.}$$

Mikor ér oda a szennyezés hullám csúcsa (felhő közepontja)?

$$T = \dots\dots\dots \text{óra}$$

Mennyi lesz a szennyezőanyag koncentrációja a vízkivétel szelvényében két órával korábban?

$$C_{\text{max, -2h}} = \dots\dots\dots \mu\text{g/l}$$

Hány órára kell a vízkivételt lezárni?

$$dT_{C>500} = \dots\dots\dots \text{óra}$$

Mennyi idejük van védelmi vagy vízkivétel-elzárási intézkedésre az üzemeltetőknek a fent kiszámított (még kritikus szint alatti értékkel jellemezhető) időpontig ha az intézkedést akkor kezdhetik amikor Öntől megkapták a riasztást (Ön mint tapasztalt modellező egy óra alatt végzi el a számítást és az eseményről fél óra múlva értesült (a riasztás telefonon történik és így annak nincs idő vonzata).

$$T_{\text{intézkedési időelőny}} = \dots\dots\dots \text{óra}$$

Az esemény lezajlása után célszerű a mérési adatokat feldolgozni, már csak azért is, hogy meghatározhassuk (és később felhasználhassuk) a diszperziós tényező tényleges értékét. 30 kilométerrel a szennyezés alatt $C_{1, \text{max}} = 1,5 \text{ mg/l}$ koncentrációt mértek és 100 km-re a bevezetés alatt 0,82 mg/l-t.

$$\text{Számítsa ki a } D_x \text{ tényező értékét} = \dots\dots\dots \text{m}^2/\text{s}$$

Mennyi idő alatt kellene folyamatosan kiszivárogni az olajnak ahhoz, hogy a maximális koncentráció 120 km-rel lejjebb a határérték alatt maradjon?

Feladat: Keresztirányú elkeveredés elemzése

Egy nagy ipartelep szennyvíz-bevezetési engedélyt akar kapni környezetvédelmi hatóságtól. Az Ön feladata, hogy az engedélyezési dokumentumhoz meghatározza azokat a feltételeket amely mellett a bevezetés engedélyezhető.

A bevezetés tervezett paramétereit:

Szennyvízhozam, $q_0=0,85 \text{ m}^3/\text{s}$

Szennyezőanyag koncentráció, $C_0= 656 \text{ mg/l}$ (KOI_{cr})

Különleges körülmény, hogy a vízfolyáson a bevezetés alatt 1500 m-re partiszűrűsű vízkivételi mű van. Emiatt a KOI határérték a vízpart közelében a vízkivétel helyén az első osztályú vízminőségi határértéknek kell megfeleljen (KOI I. osztály, $KOI = 12 \text{ mg/l}$).

A folyóbeli háttér KOI értéket és a KOI lebomlást a biztonság érdekében elhanyagoljuk.

A befogadó vízfolyás adatai az alábbiak:

$h=2 \text{ m}$, $B=160 \text{ m}$, $v=0,7 \text{ m/s}$, $S=40 \text{ cm/km}$, $dy=0.2$ (egyenes csatorna).

Elemesse az esetet a 2D keresztirányú elkeveredési modellel („transversal mixing model”)

2. Mekkora koncentráció a vízkivételi műnél parti bevezetés esetén?
3. Mennyire kellene beljebb vinni a bevezetést a sodorvonal felé, hogy kielégítse a szabvány értéket a vízkivételi műnél?
4. Mennyire kellene (hány százalékra) a szennyvizet tisztítani, hogy a parti bevezetés is megfeleljen?
5. A biztonság érdekében tegyen olyan javaslatot a bevezetés helyére, hogy a vízkivételi műnél a parton nulla koncentráció növekmény legyen méter.

Vizsgálja meg azt az esetet, hogy ha az adott szennyvizet egy tízszer kisebb vízhozamú ($25 \text{ m}^3/\text{s}$) folyóba kellene vezetni. Ügyeljen egy további feltételre is, hogy a vízfolyásban a KOI érték a teljes elkeveredés után sem lehet magasabb mint a II. osztályú KOI határérték (22 mg/l).

1. Mennyi a teljes elkeveredés utáni koncentráció, $KOI_{elkever}=\dots\dots\dots?$ Mennyi a II. osztályú érték betartásához szükséges tisztítási hatásfok, $\eta=\dots\dots\dots\%$
2. Mennyire kellene tisztítani a szennyvizet, hogy 5 méterre a parttól történő bevezetés esetében, 1500 m-re a bevezetés helyétől ismét kisebb legyen a KOI érték mint az I. osztályú határérték ($B= 25 \text{ m}$, $v=0,6 \text{ m/s}$, $S= 25 \text{ cm/km}$)
 $C_0=\dots\dots \text{ mg/l}$ $\eta=\dots\dots\dots\%$

Forrás és a számításhoz használható szoftver: Jolánkai G., Bíró I. (2001): Basic river and lake water quality models, Computer aided learning programme on water quality modelling, (WQMCAL Version 2), (with an outlook to „ecohydrological" applications), Software and description. UNESCO IHP Documents on CD-ROM Series No.1

4-5. GYAKORLAT: FOLYÓSZAKASZ OXIGÉNHÁZTARTÁSÁNAK SZÁMÍTÁSA

Adott egy vízfolyás, melyet két, folyásirányban egymás alatt elhelyezkedő település kommunális szennyvize terhel. A folyó mértékadó vízhozama $Q = 15 \text{ m}^3/\text{s}$, középsebessége $v = 0.5 \text{ m/s}$. A mértékadó hőmérséklet $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$, az ehhez tartozó telítési oxigénkoncentráció $C_s = 8.4 \text{ mg/l}$, az oxigén-beviteli tényező $k_2 = 0.7 \text{ 1/nap}$. A település felett közvetlenül a szervesanyag-koncentráció $\text{BOI}_{5,h} = 2.5 \text{ mg/l}$, a nitrogéntartalom $\text{KN}_h = 0.2 \text{ mg/l}$, a háttér szennyezés lebomlási tényezője $k_{1,h} (20) = 0.35 \text{ 1/nap}$, az oxigéntartalom $C_h = 8 \text{ mg/l}$. A felső („A”) település lakosegyenértéke $\text{LE}_A = 210 \text{ 000}$, a fajlagos szennyvízmennyiség $q_A = 120 \text{ l/fő/nap}$, a településen mechanikai szennyvíztisztítást alkalmaznak (jellemzők lásd táblázat). Az alsó („B”) település lakosegyenértéke $\text{LE}_B = 160 \text{ 000}$, a fajlagos szennyvízmennyiség $q_B = 100 \text{ l/fő/nap}$, a településen nem alkalmaznak szennyvíztisztítást (jellemzők lásd táblázat). A fajlagos, lakosegyenértékre vonatkoztatott BOI_5 kibocsátás mindkét település esetén $\text{boi}_5 = 60 \text{ g/fő/nap}$, a fajlagos KN kibocsátás $\text{kn} = 12 \text{ g/fő/nap}$. A települések távolsága egymástól $x_{AB} = 40 \text{ km}$.

A települések alatt milyen távolságban alakul ki a legkisebb oxigénkoncentráció, mekkora ez az érték és mennyi ugyanitt a szervesanyag mennyisége? Mekkora lesz az O_2 -szint és a szervesanyag koncentráció az „A” településtől $x_{AC} = 150 \text{ km}$ -re („C” pont), ill. $x_{AD} = 300 \text{ km}$ -re („D” pont)? Milyen lesz az oldott oxigén és a szervesanyag hossz-szelvény? Hogyan módosulnak az eredmények, ha az „A” településen biológiai nagyterhelésű, a „B”-n biológiai kisterhelésű szennyvíztisztítást alkalmaznak (jellemzők lásd táblázat)?

Technológia	X^C	X^N	$X^{\text{NO}_3\text{-N}}$	C_{szv}	$k_{1,\text{szv}} (20)$
Nincs tisztítás	0	0	0	0	0,35
Mechanikai tisztítás	30	5	0	0	0,20
Biológiai nagyterhelésű tisztítás	85	10	10	2	0,1
Biológiai kisterhelésű tisztítás	95	20	90	3	0,08

ahol: X^C a szerves szén eltávolítási hatásfok [%], X^N a nitrogén eltávolítási hatásfok [%], $X^{\text{NO}_3\text{-N}}$ a nitrát-nitrogén aránya a tisztított szennyvízben [%], C_{szv} az oldott oxigén koncentráció a tisztított szennyvízben [mg/l], $k_{1,\text{szv}} (20)$ a szennyvízben lévő szennyezés lebomlási tényezője $20 \text{ }^\circ\text{C}$ -on [1/nap].

I. A folyó jellemzőinek számítása

A háttér BOI szennyezés lebomlási tényezője a mértékadó hőmérsékleten:

$$k_{1,h}(T) = k_{1,h}(20) \cdot 1.04^{(T-20)} = 0.35 \cdot 1.04^{(25-20)} = 0.43 \text{ 1/nap}$$

A teljes és az ötnapos háttér CBOI koncentráció aránya:

$$f_h = \frac{1}{1 - \exp[-k_{1,h}(T) \cdot (5 \text{ nap})]} = \frac{1}{1 - \exp(-0.43 \cdot 5)} = 1.13$$

A teljes háttér BOI koncentráció:

$$L_h = \text{BOI}_{5,h} \cdot f_h + \text{KN}_h \cdot 4.57 = 2.5 \cdot 1.13 + 0.2 \cdot 4.57 = 3.75 \text{ mg/l}$$

A háttér oxigéndeficit:

$$D_h = C_s - C_h = 8.4 - 8 = 0.4 \text{ mg/l}$$

II. A települési emissziók számítása (alapállapot)

II.1. „A” település

A települési szennyvíz mennyisége:

$$Q_{szv,A} = q \cdot LE_A = \frac{120 \cdot 10^{-3} \cdot 210000}{86400} = 0.292 \text{ m}^3/\text{s}$$

A települési szennyvíz BOI szennyezésének lebomlási tényezője a mértékadó hőmérsékleten:

$$k_{1,szv,A}(T) = k_{1,szv,A}(20) \cdot 1.04^{(T-20)} = 0.2 \cdot 1.04^{(25-20)} = 0.24 \text{ 1/nap}$$

A teljes és az ötnapos szennyvízbeli CBOI koncentráció aránya:

$$f_{szv,A} = \frac{1}{1 - \exp[-k_{1,szv,A}(T) \cdot (5 \text{ nap})]} = \frac{1}{1 - \exp(-0.24 \cdot 5)} = 1.42$$

A települési szennyvíz teljes BOI tartalma:

$$\begin{aligned} \text{BOI}_{szv,A} &= \frac{\text{boi}_5}{q} \cdot f_{szv,A} \cdot \left(1 - \frac{X_A^C}{100}\right) + \frac{kn}{q} \cdot 4.57 \cdot \left(1 - \frac{X_A^N}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{X_A^{\text{NO}_3\text{-N}}}{100}\right) = \\ &= \frac{60}{120 \cdot 10^{-3}} \cdot 1.42 \cdot \left(1 - \frac{30}{100}\right) + \frac{12}{120 \cdot 10^{-3}} \cdot 4.57 \cdot \left(1 - \frac{5}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{0}{100}\right) = 931.5 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

II.2. „B” település

A települési szennyvíz mennyisége:

$$Q_{szv,B} = q \cdot LE_B = \frac{100 \cdot 10^{-3} \cdot 160000}{86400} = 0.185 \text{ m}^3/\text{s}$$

A települési szennyvíz BOI szennyezésének lebomlási tényezője a mértékadó hőmérsékleten:

$$k_{1,szv,B}(T) = k_{1,szv,B}(20) \cdot 1.04^{(T-20)} = 0.35 \cdot 1.04^{(25-20)} = 0.43 \text{ 1/nap}$$

A teljes és az ötnapos szennyvízbeli CBOI koncentráció aránya:

$$f_{szv,B} = \frac{1}{1 - \exp[-k_{1,szv,B}(T) \cdot (5 \text{ nap})]} = \frac{1}{1 - \exp(-0.35 \cdot 5)} = 1.13$$

A települési szennyvíz teljes BOI tartalma:

$$\begin{aligned} \text{BOI}_{szv,B} &= \frac{\text{boi}_5}{q} \cdot f_{szv,B} \cdot \left(1 - \frac{X_B^C}{100}\right) + \frac{kn}{q} \cdot 4.57 \cdot \left(1 - \frac{X_B^N}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{X_B^{\text{NO}_3\text{-N}}}{100}\right) = \\ &= \frac{60}{120 \cdot 10^{-3}} \cdot 1.13 \cdot \left(1 - \frac{0}{100}\right) + \frac{12}{120 \cdot 10^{-3}} \cdot 4.57 \cdot \left(1 - \frac{0}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{0}{100}\right) = 1229.4 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

III. A BOI és az oxigénvonal számítása az „AB” szakaszon (alapállapot)

III.1. Elkeveredés számítása „A” település alatt közvetlenül

A BOI koncentráció „A” település alatt:

$$L_{0,A} = \frac{Q \cdot L_h + Q_{szv,A} \cdot BOI_{szv,A}}{Q + Q_{szv,A}} = \frac{15 \cdot 3.75 + 0.292 \cdot 931.5}{15 + 0.292} = 21.45 \text{ mg/l}$$

Az oldott oxigén koncentráció „A” település alatt:

$$C_{0,A} = \frac{Q \cdot C_h + Q_{szv,A} \cdot C_{szv,A}}{Q + Q_{szv,A}} = \frac{15 \cdot 8 + 0.292 \cdot 0}{15 + 0.292} = 7.85 \text{ mg/l}$$

Az oxigéndeficit „A” település alatt:

$$D_{0,A} = C_s - C_{0,A} = 8.4 - 7.85 = 0.55 \text{ mg/l}$$

A folyó BOI szennyezésének lebomlási tényezője „AB” szakaszon:

$$k_{1,AB} = \frac{Q \cdot L_h \cdot k_{1,h}(T) + Q_{szv,A} \cdot BOI_{szv,A} \cdot k_{1,szv,A}(T)}{Q \cdot L_h + Q_{szv,A} \cdot BOI_{szv,A}} =$$

$$= \frac{15 \cdot 3.75 \cdot 0.43 + 0.292 \cdot 931.5 \cdot 0.24}{15 \cdot 3.75 + 0.292 \cdot 931.5} = 0.27 \text{ 1/nap}$$

A szennyvízbevezetés miatt a BOI koncentráció értéke hirtelen megnő, az oldott oxigén koncentrációé lecsökken, mindkét ábrában ugrás van „A” településnél.

III.2. Kritikus hely jellemzőinek számítása „AB” szakaszon

A kritikus levonulási idő:

$$t_{kr,AB} = \frac{1}{k_2 - k_{1,AB}} \cdot \ln \left[\frac{k_2}{k_{1,AB}} \cdot \left(1 - \frac{D_{0,A} \cdot (k_2 - k_{1,AB})}{L_{0,A} \cdot k_{1,AB}} \right) \right] =$$

$$= \frac{1}{0.7 - 0.27} \cdot \ln \left[\frac{0.7}{0.27} \cdot \left(1 - \frac{0.55 \cdot (0.7 - 0.27)}{21.45 \cdot 0.27} \right) \right] = 2.1 \text{ nap}$$

A kritikus távolság („A” településtől):

$$x_{kr,AB} = v \cdot t_{kr,AB} = 0.5 \cdot 10^{-3} \cdot 86400 \cdot 2.1 = 90.9 \text{ km}$$

Mínt hogy $x_{kr,AB} > x_{AB}$, így az oxigéngörbe minimumpontja „AB” szakasz végpontjánál található, a görbe folyamatosan csökkenő (nincs szélsőérték hely) „B” pontig.

Ha $x_{kr,AB} < x_{AB}$ teljesülne, a görbe érintője vízszintes lenne $x_{kr,AB}$ pontban (a derivált értéke 0), a görbének „AB” szakaszon szélsőérték (minimum) helye lenne. Eddig a pontig a görbe folyamatosan csökkenne, majd innen nőni kezdene „B” pontig. Ebben a feltételezett esetben a kritikus oxigéndeficit értéke a következő lenne:

$$D_{kr,AB} = \frac{k_{1,AB}}{k_2} \cdot L_{0,A} \cdot \exp(-k_{1,AB} \cdot t_{kr,AB}) = \frac{0.27}{0.7} \cdot 21.45 \cdot \exp(-0.27 \cdot 2.1) = 4.72 \text{ mg/l}$$

A minimális oxigénszint az alábbi lenne:

$$C_{kr,AB} = C_s - D_{kr,AB} = 8.4 - 4.72 = 3.68 \text{ mg/l}$$

III.3. „B” település feletti háttérértékek számítása

A BOI koncentráció „B” pontban, a szennyvízbevezetés előtt közvetlenül:

$$L_B = L_{0,A} \cdot \exp\left(-k_{1,AB} \cdot \frac{x_{AB}}{v}\right) = 21.45 \cdot \exp\left(-0.27 \cdot \frac{40 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) = 16.63 \text{ mg/l}$$

Az oxigéndeficit „B” pontban, a szennyvízbevezetés előtt közvetlenül:

$$\begin{aligned} D_B &= D_{0,A} \cdot \exp\left(-k_2 \cdot \frac{x_{AB}}{v}\right) + \frac{k_{1,AB}}{k_2 - k_{1,AB}} \cdot L_{0,A} \cdot \left[\exp\left(-k_{1,AB} \cdot \frac{x_{AB}}{v}\right) - \exp\left(-k_2 \cdot \frac{x_{AB}}{v}\right) \right] = \\ &= 0.55 \cdot \exp\left(-0.7 \cdot \frac{40 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) + \frac{0.27}{0.7 - 0.27} \cdot 21.45 \cdot \left[\exp\left(-0.27 \cdot \frac{40 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) - \right. \\ &\left. - \exp\left(-0.7 \cdot \frac{40 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) \right] = 3.78 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

Az oldott oxigén koncentráció „B” pontban, a szennyvízbevezetés előtt közvetlenül:

$$C_B = C_s - D_B = 8.4 - 3.78 = 4.62 \text{ mg/l}$$

IV. A BOI és az oxigénvonal számítása a „BD” szakaszon (alapállapot)

IV.1. Elkeveredés számítása „B” település alatt közvetlenül

A BOI koncentráció „B” település alatt:

$$\begin{aligned} L_{0,B} &= \frac{(Q + Q_{szv,A}) \cdot L_B + Q_{szv,B} \cdot BOI_{szv,B}}{Q + Q_{szv,A} + Q_{szv,B}} = \\ &= \frac{(15 + 0.292) \cdot 16.63 + 0.185 \cdot 1229.4}{15 + 0.292 + 0.185} = 31.14 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

Az oldott oxigén koncentráció „B” település alatt:

$$C_{0,B} = \frac{(Q + Q_{szv,A}) \cdot C_B + Q_{szv,B} \cdot C_{szv,B}}{Q + Q_{szv,A} + Q_{szv,B}} = \frac{(15 + 0.292) \cdot 4.62 + 0.185 \cdot 0}{15 + 0.292 + 0.185} = 4.56 \text{ mg/l}$$

Az oxigéndeficit „B” település alatt:

$$D_{0,B} = C_s - C_{0,B} = 8.4 - 4.56 = 3.84 \text{ mg/l}$$

A folyó BOI szennyezésének lebomlási tényezője „BD” szakaszon:

$$\begin{aligned} k_{1,BD} &= \frac{(Q + Q_{szv,A}) \cdot L_B \cdot k_{1,AB} + Q_{szv,B} \cdot BOI_{szv,B} \cdot k_{1,szv,B}(T)}{(Q + Q_{szv,A}) \cdot L_B + Q_{szv,B} \cdot BOI_{szv,B}} = \\ &= \frac{(15 + 0.292) \cdot 16.63 \cdot 0.27 + 0.185 \cdot 1229.4 \cdot 0.43}{(15 + 0.292) \cdot 16.63 + 0.185 \cdot 1229.4} = 0.35 \text{ 1/nap} \end{aligned}$$

„B” pontnál az új szennyvízbevezetés miatt ugrás van az ábrában (mint „A”-nál).

IV.2. Kritikus hely jellemzőinek számítása „BD” szakaszon

A kritikus levonulási idő:

$$\begin{aligned} t_{kr,BD} &= \frac{1}{k_2 - k_{1,BD}} \cdot \ln \left[\frac{k_2}{k_{1,BD}} \cdot \left(1 - \frac{D_{0,B} \cdot (k_2 - k_{1,BD})}{L_{0,B} \cdot k_{1,BD}} \right) \right] = \\ &= \frac{1}{0.7 - 0.35} \cdot \ln \left[\frac{0.7}{0.35} \cdot \left(1 - \frac{3.84 \cdot (0.7 - 0.35)}{31.14 \cdot 0.35} \right) \right] = 1.6 \text{ nap} \end{aligned}$$

A kritikus távolság („B” településtől):

$$x_{kr,BD} = v \cdot t_{kr,BD} = 0.5 \cdot 10^{-3} \cdot 86400 \cdot 1.6 = 69.1 \text{ km}$$

A kritikus oxigéndeficit:

$$D_{kr,BD} = \frac{k_{1,BD}}{k_2} \cdot L_{0,B} \cdot \exp(-k_{1,BD} \cdot t_{kr,BD}) = \frac{0.35}{0.7} \cdot 31.14 \cdot \exp(-0.35 \cdot 1.6) = 8.82 \text{ mg/l}$$

A minimális oxigénszint:

$$C_{kr,BD} = C_s - D_{kr,BD} = 8.4 - 8.82 = -0.42 \text{ mg/l}$$

Mint hogy $C_{min,BD} < 0$ nem lehetséges (az oldott oxigén koncentrációja nem lehet negatív), így az oxigéngörbe egy bizonyos szakaszon végig zérus lesz (anaerob szakasz). Az anaerob szakaszon az eddigi BOI-összefüggés nem érvényes, más egyenlet írja le a BOI görbét. Az anaerob szakasz kezdetéig mindkét görbe folyamatosan csökkenő.

IV.3. Számítás anaerob szakaszon

Az anaerob szakasz kezdőpontja („B” településtől mérve) az alábbi egyenlet $x_{an,1}$ -re történő megoldásával adódik (próbálgatásos módszer), $D_{an,1} = C_s$ helyettesítéssel (a deficit értéke maximális):

$$D_{an,1} = D_{0,B} \cdot \exp\left(-k_2 \cdot \frac{x_{an,1}}{v}\right) + \frac{k_{1,BD}}{k_2 - k_{1,BD}} \cdot L_{0,A} \cdot \left[\exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{x_{an,1}}{v}\right) - \exp\left(-k_2 \cdot \frac{x_{an,1}}{v}\right) \right]$$

$$8.4 = 3.84 \cdot \exp\left(-0.7 \cdot \frac{x_{an,1} \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) + \frac{0.35}{0.7 - 0.35} \cdot 31.14 \cdot \left[\exp\left(-0.35 \cdot \frac{x_{an,1} \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) - \exp\left(-0.7 \cdot \frac{x_{an,1} \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) \right] \Rightarrow x_{an,1} = 45.0 \text{ km}$$

A BOI koncentráció az anaerob szakasz kezdetén:

$$L_{an,1} = L_{0,B} \cdot \exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{x_{an,1}}{v}\right) = 31.14 \cdot \exp\left(-0.35 \cdot \frac{45 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) = 21.72 \text{ mg/l}$$

Az oldott oxigén koncentráció az anaerob szakasz kezdetén:

$$C_{an,1} = C_s - D_{an,1} = 8.4 - 8.4 = 0 \text{ mg/l}$$

Az anaerob szakasz végpontja (a „B” ponttól mérve):

$$x_{an,2} = x_{an,1} + \frac{v}{k_{1,BD}} \cdot \frac{L_{an,1} \cdot k_{1,BD} - k_2 \cdot C_s}{k_2 \cdot C_s} = 45.0 + \frac{0.5 \cdot 86400}{10^3 \cdot 0.35} \cdot \frac{21.72 \cdot 0.35 - 0.7 \cdot 8.4}{0.7 \cdot 8.4} = 79.7 \text{ km}$$

A BOI koncentráció az anaerob szakasz végén:

$$L_{an,2} = \frac{k_2}{k_{1,BD}} \cdot C_s = \frac{0.7}{0.35} \cdot 8.4 = 17.0 \text{ mg/l}$$

Az oxigéndeficit az anaerob szakasz végén:

$$D_{an,2} = C_s = 8.4 \text{ mg/l}$$

Az oldott oxigén koncentráció az anaerob szakasz végén:

$$C_{an,2} = C_s - D_{an,2} = 8.4 - 8.4 = 0 \text{ mg/l}$$

Az anaerob szakaszon a BOI-görbe lineárisan csökken, az oldott oxigén mindvégig zérus. Az anaerob szakaszt követően a BOI görbe exponenciálisan csökken tovább, az oldott oxigén görbe pedig emelkedni kezd, majd tart a telítési értékhez.

IV.4. „C” pontbeli értékek számítása

A BOI koncentráció „C” pontban:

$$\begin{aligned} L_C &= L_{an,2} \cdot \exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{X_{AC} - X_{AB} - X_{an,2}}{v}\right) = \\ &= 17 \cdot \exp\left(-0.35 \cdot \frac{(150 - 40 - 79.7) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) = 13.33 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

Az oxigéndeficit „C” pontban:

$$\begin{aligned} D_C &= D_{an,2} \cdot \exp\left(-k_2 \cdot \frac{X_{AC} - X_{AB} - X_{an,2}}{v}\right) + \frac{k_{1,BD}}{k_2 - k_{1,BD}} \cdot L_{an,2} \cdot \\ &\cdot \left[\exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{X_{AC} - X_{AB} - X_{an,2}}{v}\right) - \exp\left(-k_2 \cdot \frac{X_{AC} - X_{AB} - X_{an,2}}{v}\right) \right] = \\ &= 8.4 \cdot \exp\left(-0.7 \cdot \frac{(150 - 40 - 79.7) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) + \frac{0.35}{0.7 - 0.35} \cdot 17 \cdot \\ &\cdot \left[\exp\left(-0.35 \cdot \frac{(150 - 40 - 79.7) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) - \exp\left(-0.7 \cdot \frac{(150 - 40 - 79.7) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) \right] = 8.01 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

Az oldott oxigén koncentráció „C” pontban:

$$C_C = C_s - D_C = 8.4 - 8.01 = 0.39 \text{ mg/l}$$

IV.5. „D” pontbeli értékek számítása

A BOI koncentráció „D” pontban:

$$\begin{aligned} L_D &= L_{an,2} \cdot \exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{X_{AD} - X_{AB} - X_{an,2}}{v}\right) = \\ &= 17 \cdot \exp\left(-0.35 \cdot \frac{(300 - 40 - 79.7) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) = 4.01 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

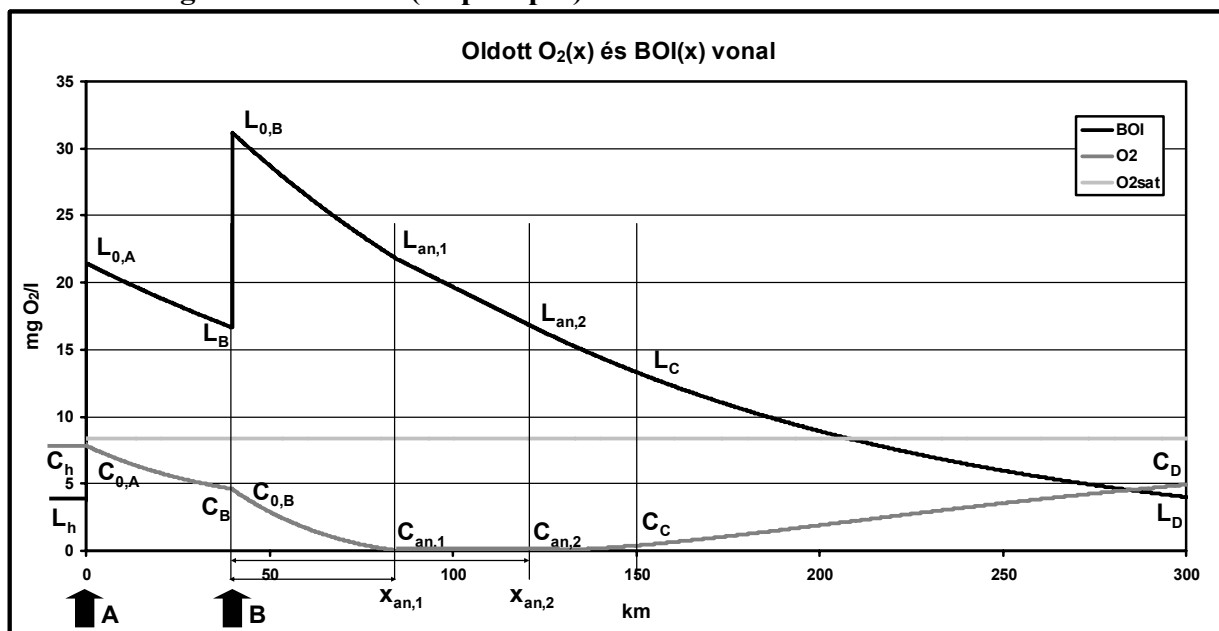
Az oxigéndeficit „D” pontban:

$$\begin{aligned}
D_D &= D_{an,2} \cdot \exp\left(-k_2 \cdot \frac{X_{AD} - X_{AB} - X_{an,2}}{v}\right) + \frac{k_{1,BD}}{k_2 - k_{1,BD}} \cdot L_{an,2} \cdot \\
&\cdot \left[\exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{X_{AD} - X_{AB} - X_{an,2}}{v}\right) - \exp\left(-k_2 \cdot \frac{X_{AD} - X_{AB} - X_{an,2}}{v}\right) \right] = \\
&= 8.4 \cdot \exp\left(-0.7 \cdot \frac{(300 - 40 - 79.7) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) + \frac{0.35}{0.7 - 0.35} \cdot 17 \cdot \\
&\cdot \left[\exp\left(-0.35 \cdot \frac{(300 - 40 - 79.7) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) - \exp\left(-0.7 \cdot \frac{(300 - 40 - 79.7) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) \right] = 3.48 \text{ mg/l}
\end{aligned}$$

Az oldott oxigén koncentráció „D” pontban:

$$C_D = C_s - D_D = 8.4 - 3.48 = 4.92 \text{ mg/l}$$

V. Oldott oxigén és BOI ábra (alapállapot)



VI. A települési emissziók számítása (tisztítás utáni állapot)

VI.1. „A” település

A települési szennyvíz mennyisége nem változik.

A települési szennyvíz BOI szennyezésének lebomlási tényezője a mértékadó hőmérsékleten:

$$k_{1,szv,A}(T) = k_{1,szv,A}(20) \cdot 1.04^{(T-20)} = 0.1 \cdot 1.04^{(25-20)} = 0.12 \text{ 1/nap}$$

A teljes és az ötnapos szennyvízbeli CBOI koncentráció aránya:

$$f_{szv,A} = \frac{1}{1 - \exp[-k_{1,szv,A}^T \cdot (5 \text{ nap})]} = \frac{1}{1 - \exp(-0.12 \cdot 5)} = 2.19$$

A települési szennyvíz teljes BOI tartalma:

$$\begin{aligned} \text{BOI}_{\text{szv,A}} &= \frac{\text{boi}_5}{q} \cdot f_{\text{szv,A}} \cdot \left(1 - \frac{X_A^C}{100}\right) + \frac{kn}{q} \cdot 4.57 \cdot \left(1 - \frac{X_A^N}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{X_A^{\text{NO}_3\text{-N}}}{100}\right) = \\ &= \frac{60}{120 \cdot 10^{-3}} \cdot 2.19 \cdot \left(1 - \frac{85}{100}\right) + \frac{12}{120 \cdot 10^{-3}} \cdot 4.57 \cdot \left(1 - \frac{10}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{10}{100}\right) = 534.7 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

VI.2. „B” település

A települési szennyvíz mennyisége nem változik.

A települési szennyvíz BOI szennyezésének lebomlási tényezője a mértékadó hőmérsékleten:

$$k_{1,\text{szv,B}}(T) = k_{1,\text{szv,B}}(20) \cdot 1.04^{(T-20)} = 0.08 \cdot 1.04^{(25-20)} = 0.10 \text{ 1/nap}$$

A teljes és az ötnapos szennyvízbeli CBOI koncentráció aránya:

$$f_{\text{szv,B}} = \frac{1}{1 - \exp[-k_{1,\text{szv,B}}(T) \cdot (5 \text{ nap})]} = \frac{1}{1 - \exp(-0.10 \cdot 5)} = 2.60$$

A települési szennyvíz teljes BOI tartalma:

$$\begin{aligned} \text{BOI}_{\text{szv,B}} &= \frac{\text{boi}_5}{q} \cdot f_{\text{szv,B}} \cdot \left(1 - \frac{X_B^C}{100}\right) + \frac{kn}{q} \cdot 4.57 \cdot \left(1 - \frac{X_B^N}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{X_B^{\text{NO}_3\text{-N}}}{100}\right) = \\ &= \frac{60}{120 \cdot 10^{-3}} \cdot 2.60 \cdot \left(1 - \frac{95}{100}\right) + \frac{12}{120 \cdot 10^{-3}} \cdot 4.57 \cdot \left(1 - \frac{20}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{90}{100}\right) = 121.73 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

VII. A BOI és az oxigénvonal számítása az „AB” szakaszon (módosított állapot)

VII.1. Elkeveredés számítása „A” település alatt közvetlenül

A BOI koncentráció „A” település alatt:

$$L_{0,A} = \frac{Q \cdot L_h + Q_{\text{szv,A}} \cdot \text{BOI}_{\text{szv,A}}}{Q + Q_{\text{szv,A}}} = \frac{15 \cdot 3.75 + 0.292 \cdot 534.7}{15 + 0.292} = 13.88 \text{ mg/l}$$

Az oldott oxigén koncentráció „A” település alatt:

$$C_{0,A} = \frac{Q \cdot C_h + Q_{\text{szv,A}} \cdot C_{\text{szv,A}}}{Q + Q_{\text{szv,A}}} = \frac{15 \cdot 8 + 0.292 \cdot 2}{15 + 0.292} = 7.89 \text{ mg/l}$$

Az oxigéndeficit „A” település alatt:

$$D_{0,A} = C_s - C_{0,A} = 8.4 - 7.89 = 0.51 \text{ mg/l}$$

A folyó BOI szennyezésének lebomlási tényezője „AB” szakaszon:

$$\begin{aligned} k_{1,AB} &= \frac{Q \cdot L_h \cdot k_{1,h}(T) + Q_{\text{szv,A}} \cdot \text{BOI}_{\text{szv,A}} \cdot k_{1,\text{szv,A}}(T)}{Q \cdot L_h + Q_{\text{szv,A}} \cdot \text{BOI}_{\text{szv,A}}} = \\ &= \frac{15 \cdot 3.75 \cdot 0.43 + 0.292 \cdot 534.7 \cdot 0.12}{15 \cdot 3.75 + 0.292 \cdot 534.7} = 0.20 \text{ 1/nap} \end{aligned}$$

VII.2. Kritikus hely jellemzőinek számítása „AB” szakaszon

A kritikus levonulási idő:

$$t_{kr,AB} = \frac{1}{k_2 - k_{1,AB}} \cdot \ln \left[\frac{k_2}{k_{1,AB}} \cdot \left(1 - \frac{D_{0,A} \cdot (k_2 - k_{1,AB})}{L_{0,A} \cdot k_{1,AB}} \right) \right] =$$

$$= \frac{1}{0.7 - 0.20} \cdot \ln \left[\frac{0.7}{0.20} \cdot \left(1 - \frac{0.51 \cdot (0.7 - 0.20)}{13.88 \cdot 0.20} \right) \right] = 2.3 \text{ nap}$$

A kritikus távolság („A” településtől):

$$x_{kr,AB} = v \cdot t_{kr,AB} = 0.5 \cdot 10^{-3} \cdot 86400 \cdot 2.3 = 99.4 \text{ km}$$

Mínt hogy $x_{kr,AB} > x_{AB}$, így az oxigéngörbe minimumpontja „AB” szakasz végpontjánál található, a görbe folyamatosan csökkenő (nincs szélsőérték hely) „B” pontig.

VII.3. „B” település feletti háttérértékek számítása

A BOI koncentráció „B” pontban, a szennyvízbevezetés előtt közvetlenül:

$$L_B = L_{0,A} \cdot \exp \left(-k_{1,AB} \cdot \frac{x_{AB}}{v} \right) = 13.88 \cdot \exp \left(-0.20 \cdot \frac{40 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400} \right) = 11.51 \text{ mg/l}$$

Az oxigéndeficit „B” pontban, a szennyvízbevezetés előtt közvetlenül:

$$D_B = D_{0,A} \cdot \exp \left(-k_2 \cdot \frac{x_{AB}}{v} \right) + \frac{k_{1,AB}}{k_2 - k_{1,AB}} \cdot L_{0,A} \cdot \left[\exp \left(-k_{1,AB} \cdot \frac{x_{AB}}{v} \right) - \exp \left(-k_2 \cdot \frac{x_{AB}}{v} \right) \right] =$$

$$= 0.51 \cdot \exp \left(-0.7 \cdot \frac{40 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400} \right) + \frac{0.20}{0.7 - 0.20} \cdot 13.88 \cdot \left[\exp \left(-0.20 \cdot \frac{40 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400} \right) - \right.$$

$$\left. - \exp \left(-0.7 \cdot \frac{40 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400} \right) \right] = 2.00 \text{ mg/l}$$

Az oldott oxigén koncentráció „B” pontban, a szennyvízbevezetés előtt közvetlenül:

$$C_B = C_s - D_B = 8.4 - 2.00 = 6.40 \text{ mg/l}$$

VIII. A BOI és az oxigénvonal számítása a „BD” szakaszon (módosított állapot)

VIII.1. Elkeveredés számítása „B” település alatt közvetlenül

A BOI koncentráció „B” település alatt:

$$L_{0,B} = \frac{(Q + Q_{szv,A}) \cdot L_B + Q_{szv,B} \cdot BOI_{szv,B}}{Q + Q_{szv,A} + Q_{szv,B}} =$$

$$= \frac{(15 + 0.292) \cdot 11.51 + 0.185 \cdot 121.7}{15 + 0.292 + 0.185} = 12.83 \text{ mg/l}$$

Az oldott oxigén koncentráció „B” település alatt:

$$C_{0,B} = \frac{(Q + Q_{szv,A}) \cdot C_B + Q_{szv,B} \cdot C_{szv,B}}{Q + Q_{szv,A} + Q_{szv,B}} = \frac{(15 + 0.292) \cdot 6.40 + 0.185 \cdot 3}{15 + 0.292 + 0.185} = 6.36 \text{ mg/l}$$

Az oxigéndeficit „B” település alatt:

$$D_{0,B} = C_s - C_{0,B} = 8.4 - 6.36 = 2.04 \text{ mg/l}$$

A folyó BOI szennyezésének lebomlási tényezője „BD” szakaszon:

$$k_{1,BD} = \frac{(Q + Q_{szv,A}) \cdot L_B \cdot k_{1,AB} + Q_{szv,B} \cdot BOI_{szv,B} \cdot k_{1,szv,B}(T)}{(Q + Q_{szv,A}) \cdot L_B + Q_{szv,B} \cdot BOI_{szv,B}} =$$

$$= \frac{(15 + 0.292) \cdot 11.51 \cdot 0.20 + 0.185 \cdot 121.7 \cdot 0.10}{(15 + 0.292) \cdot 11.51 + 0.185 \cdot 121.7} = 0.19 \text{ 1/nap}$$

VIII.2. Kritikus hely jellemzőinek számítása „BD” szakaszon

A kritikus levonulási idő:

$$t_{kr,BD} = \frac{1}{k_2 - k_{1,BD}} \cdot \ln \left[\frac{k_2}{k_{1,BD}} \cdot \left(1 - \frac{D_{0,B} \cdot (k_2 - k_{1,BD})}{L_{0,B} \cdot k_{1,BD}} \right) \right] =$$

$$= \frac{1}{0.7 - 0.19} \cdot \ln \left[\frac{0.7}{0.19} \cdot \left(1 - \frac{2.04 \cdot (0.7 - 0.19)}{12.83 \cdot 0.19} \right) \right] = 1.5 \text{ nap}$$

A kritikus távolság (B településtől):

$$x_{kr,BD} = v \cdot t_{kr,BD} = 0.5 \cdot 10^{-3} \cdot 86400 \cdot 1.5 = 63.4 \text{ km}$$

A kritikus oxigéndeficit:

$$D_{kr,BD} = \frac{k_{1,BD}}{k_2} \cdot L_{0,B} \cdot \exp(-k_{1,BD} \cdot t_{kr,BD}) = \frac{0.19}{0.7} \cdot 12.83 \cdot \exp(-0.19 \cdot 1.5) = 2.64 \text{ mg/l}$$

A minimális oxigénszint:

$$C_{kr,BD} = C_s - D_{kr,BD} = 8.4 - 2.64 = 5.76 \text{ mg/l}$$

A BOI koncentráció a kritikus helyen:

$$L_{kr,BD} = L_{0,B} \cdot \exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{x_{kr,BD}}{v}\right) = 12.83 \cdot \exp\left(-0.19 \cdot \frac{63.4 \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) = 9.70 \text{ mg/l}$$

VIII.3. „C” pontbeli értékek számítása

A BOI koncentráció „C” pontban:

$$L_C = L_{0,B} \cdot \exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{x_{AC} - x_{AB}}{v}\right) =$$

$$= 12.83 \cdot \exp\left(-0.19 \cdot \frac{(150 - 40) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) = 7.90 \text{ mg/l}$$

Az oxigéndeficit „C” pontban:

$$D_C = D_{0,B} \cdot \exp\left(-k_2 \cdot \frac{x_{AC} - x_{AB}}{v}\right) + \frac{k_{1,BD}}{k_2 - k_{1,BD}} \cdot L_{0,B} \cdot$$

$$\cdot \left[\exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{x_{AC} - x_{AB}}{v}\right) - \exp\left(-k_2 \cdot \frac{x_{AC} - x_{AB}}{v}\right) \right] =$$

$$= 2.04 \cdot \exp\left(-0.7 \cdot \frac{(150 - 40) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) + \frac{0.19}{0.7 - 0.19} \cdot 12.83 \cdot$$

$$\cdot \left[\exp\left(-0.19 \cdot \frac{(150 - 40) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) - \exp\left(-0.7 \cdot \frac{(150 - 40) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) \right] = 2.49 \text{ mg/l}$$

Az oldott oxigén koncentráció „C” pontban:

$$C_C = C_s - D_C = 8.4 - 2.49 = 5.91 \text{ mg/l}$$

VIII.3. „D” pontbeli értékek számítása

A BOI koncentráció „D” pontban:

$$L_D = L_{0,B} \cdot \exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{X_{AD} - X_{AB}}{v}\right) = 12.83 \cdot \exp\left(-0.19 \cdot \frac{(300-40) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) = 4.08 \text{ mg/l}$$

Az oxigéndeficit „D” pontban:

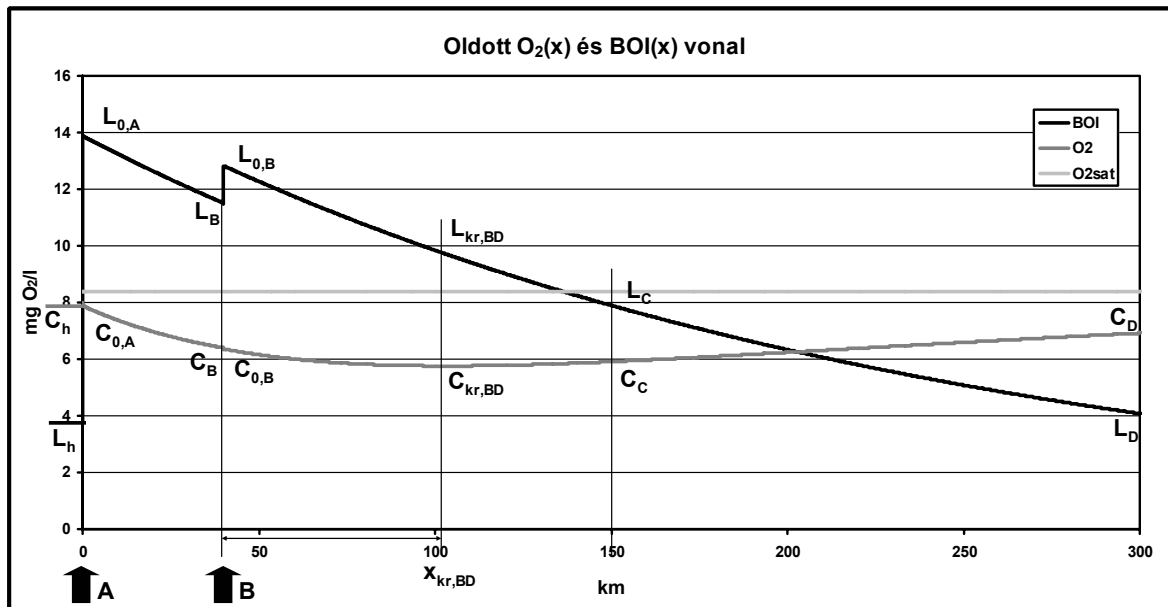
$$D_D = D_{0,B} \cdot \exp\left(-k_2 \cdot \frac{X_{AD} - X_{AB}}{v}\right) + \frac{k_{1,BD}}{k_2 - k_{1,BD}} \cdot L_{0,B} \cdot \left[\exp\left(-k_{1,BD} \cdot \frac{X_{AD} - X_{AB}}{v}\right) - \exp\left(-k_2 \cdot \frac{X_{AD} - X_{AB}}{v}\right) \right]$$

$$= 2.04 \cdot \exp\left(-0.7 \cdot \frac{(300-40) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) + \frac{0.19}{0.7 - 0.19} \cdot 12.83 \cdot \left[\exp\left(-0.19 \cdot \frac{(300-40) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) - \exp\left(-0.7 \cdot \frac{(300-40) \cdot 10^3}{0.5 \cdot 86400}\right) \right] = 1.48 \text{ mg/l}$$

Az oldott oxigén koncentráció „D” pontban:

$$C_D = C_s - D_D = 8.4 - 1.48 = 6.92 \text{ mg/l}$$

IX. Oldott oxigén és BOI ábra (módosított állapot)



6. GYAKORLAT: TÓ ÖSSZES P ANYAGMÉRLEGE, WOLLENWEIDER MODELL

Egy tározó évi foszfor terhelése 50 t. A tározót tápláló vízfolyás átlagvízhozama $7 \text{ m}^3/\text{s}$. Számítsa ki a tározó P eltávolítási hatásfokát $A=18 \text{ km}^2$, $H = 1 \text{ m}$, A tározó térfogatát állandónak tételezzük fel.

a.) $v_s = 10 \text{ m/év}$ látszólagos ülepedési sebesség feltételezésével,

b.) a Vollenweider modell alapján ($v_s/q = 2\sqrt{\tau}$).

a)

$$Q = 7 \text{ m}^3/\text{s} = 220.75 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{év}$$

Összes P koncentráció a tóban:

$$\bar{O}P = \frac{L}{Q + v_s A} = \frac{50 \cdot 10^6 \text{ g/év}}{220.75 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{év} + 10 \text{ m/év} \cdot 18 \cdot 10^6 \text{ m}^2} = 0.125 \text{ g/m}^3$$

ÖP visszatartás:

$$\Delta L = \frac{Be - Ki}{Be} = \frac{L - QP}{L} = \frac{50 \cdot 10^6 \text{ g/év} - 0.125 \text{ g/m}^3 \cdot 220.75 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{év}}{50 \cdot 10^6 \text{ g/év}} = \frac{22.41 \text{ t/év}}{50 \text{ t/év}} = 0.448$$

(44.8 %)

b)

Fajlagos hidraulikai terhelés:

$$q = \frac{Q}{A} = \frac{220.75 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{év}}{18 \cdot 10^6 \text{ m}^2} = 12.264 \text{ m/év}$$

Tartózkodási idő:

$$\tau = \frac{V}{Q} = \frac{18 \cdot 10^6 \text{ m}^2 \cdot 1 \text{ m}}{220.75 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{év}} = 0.0815 \text{ év}$$

Fajlagos külső terhelés:

$$l = \frac{L}{A} = \frac{50 \cdot 10^6 \text{ g/év}}{18 \cdot 10^6 \text{ m}^2} = 2.78 \text{ g/m}^2/\text{év}$$

Összes P koncentráció a tóban:

$$\bar{O}P = \frac{l}{q(1 + 2\sqrt{\tau})} = \frac{2.78}{12.264(1 + 2\sqrt{0.0815})} = 0.144 \text{ g/m}^3$$

ÖP visszatartás:

$$\Delta L = \frac{Be - Ki}{Be} = \frac{L - QP}{L} = \frac{50 \cdot 10^6 \text{ g/év} - 0.144 \text{ g/m}^3 \cdot 220.75 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{év}}{50 \cdot 10^6 \text{ g/év}} = \frac{18.17 \text{ t/év}}{50 \text{ t/év}} = 0.363$$

(36.3 %)

Ülepedési sebesség:

$$v_s = q \cdot 2\sqrt{\tau} = 12.264 \cdot 2\sqrt{0.0815} = 7 \text{ m/év}$$

7. GYAKORLAT: TAVI P FORGALOM, LIMITÁLÁS

Legyen egy $z=1$ m átlag mélységű tó vízében 30 mg P m^{-3} az algák számára rendelkezésre álló foszfor koncentrációja. Mekkora a maximális klorofill koncentráció (=alga biomassza) a tóban, ha a minimális sejttartalom $0,3 \text{ mg P [mg klorofill]}^{-1}$? A foszfor vagy a fény korlátozza-e a biomasszát, ha az extinkciós koefficiens algáktól független tagjának értéke $k_{\text{háttér}}=3 \text{ m}^{-1}$; 1 mg m^{-3} klorofill $0,02 \text{ m}^{-1}$ fénykioltást okoz, és a vízoszlop legtetején $I_0=200 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a fotoszintetikusán aktív sugárzás? Mekkora lehet a maximális biomassza (Chl koncentráció)?

A maximális klorofill koncentráció a Chl/P arány (minimális sejt P tartalom) alapján:

$$\text{Chl}_{\text{max}} = 30 \text{ mg P m}^{-3} / 0.3 \text{ mg P [mg klorofill]}^{-1} = 100 \text{ mg m}^{-3}$$

Extinkciós tényező maximális biomassza esetén:

$$k_e = k_{\text{háttér}} [\text{m}^{-1}] + \text{Chl}_{\text{max}} [\text{mg m}^{-3}] * 0.02 [\text{mg m}^{-3} \text{ klorofill m}^{-1}] = 3 + 100 * 0.02 = 5 \text{ m}^{-1}$$

Fotoszintézis feltétele H mélységben, hogy a fényintenzitás nagyobb legyen a vízoszlop tetején mért sugárzás 1 %-nál:

$$I = I_0 * \exp(-k_e * H) \quad \text{azaz: } I/I_0 \geq 0.01$$

Maximális biomassza esetén:

$$I/I_0 = \exp(-5 \text{ m}^{-1} * 1\text{m}) = 0.0067 < 0.01, \text{ tehát a fény korlátozza a növekedést!}$$

Biomassza maximális értéke a fénylimitálást (önárnyékolást) is figyelembe véve:

$$I/I_0 = 0.01 \qquad \ln 0.01 = -4.6051 = -k_e * H$$

$$k_e = 4.6051 \text{ m}^{-1}$$

$$\text{Chl}_{\text{max}} = (4.6051 - 3) / 0.02 = 80.2 \text{ mg m}^{-3}$$