

A RÁCKEVEI (SOROKSÁRI) DUNA-ÁG VÍZMINŐSÉGI MODELLEZÉSE TÖBBSZEMPONTÚ DÖNTÉSI MÓDSZEREK FELHASZNÁLÁSÁVAL¹

BALLA K., KÉRI G., NÉMETH E., RAPCSÁK T., SÁGI Z., TÓTH T.
ÉS VERRASZTÓ Z.
MTA SZTAKI és KDV KÖFE

1 Környezetvédelem és döntésemélet

Az utóbbi években a környezeti problémák vizsgálata világszerte döntő jelentőségűvé vált, és ennek eredményeképpen a technikai fejlődés egyik hajtómotorja lett. Nagyon fejlett módszertan alakult ki részproblémák vizsgálatára, ugyanakkor a környezeti problémák megoldása — a többszintű, csoportos döntéshozatali eljárásoktól kezdődően, a döntések megfelelő szakmai szinteken való megjelenítéséig és megoldásáig, esetenként többször is visszatérve ugyanazon szinteken ugyanazon kérdésekhez — nincs megfelelően támogatva. Ennek csالhatatlan jele, hogy jóllehet konkrét környezeti problémáknál a legkülönbözőbb döntési szinteken a legkülönbözőbb információkra lenne szükség a legkülönbözőbb formákban, ehelyett az esetek többségében minden szinten nagy terjedelmű, komplex tanulmányok jelennek meg. A tanulmányok általában egy adott időszakot dolgoznak fel a rendelkezésre álló adatok és bonyolult összefüggések alapján. A döntéshozatal gyakran több hónapot, esetleg több évet vesz igénybe, viszont a papíron tárolt információk csak igen körülményesen módosíthatók. Így azok nem alkalmasak a döntéshozatali eljárás ideje alatt bekövetkező, előre nem látható események, a dinamikusan változó adatok és az ezen adatokból az összefüggések segítségével levont következtetések figyelembevételére.

Több mint tíz éve elfogadott tény, hogy a teljes döntéshozatali folyamatot kell támogatni, a dinamikusan változó adatokat az igényeknek megfelelő adatbázisban kell tárolni, dinamikus összefüggések segítségével kell az eredményeket megjeleníteni. A döntéshozatali folyamat szoftveres támogatása tehát manapság már nélkülözhetetlen. Ennek hiányában ugyanarról a témáról egyre-másra születhetnek újabb és újabb tanulmányok, párhuzamosan akár több is. A jelenleg alkalmazott módszertan másik nagy hiányossága, hogy nem tesz éles különbséget a különböző döntési szintek között, aminek következtében az egyes hierarchikus szinteken nem a szükséges információk és nem az adott szintre jellemző gondolkodásmódnak és szemléletnek megfelelő formában állnak a döntéshozók rendelkezésére, ami a munka hatékonyságát nagymértékben rontja.

¹Beérkezett: 1999. szeptember 19.

Ezt látva kereste meg az MTA SZTAKI Operációkutatás és Döntési Rendszerek Osztályát a Pest Megyei Kereskedelmi és Iparkamara, hogy az előbb vázolt problémákat kiküszöbölve modellezzük a Ráckevei (Soroksári) Duna-ág (a továbbiakban RSD) vízháztartását, amire új módszertant és szoftverrendszert dolgoztunk ki. Osztályunk hosszú idő óta foglalkozik döntéstámogatással és környezeti modellezéssel, ld. [2]-[12], Verrasztó Z. pedig környezeti modellezéssel, ld. [15]-[19].

2 Új döntési technológia

Az RSD Duna-ág vízháztartásával kapcsolatban kidolgozott döntési technológia lépései a következők:

1. A célok minél pontosabb, verbális megfogalmazása a probléma megoldásáért felelősséggel tartozó döntési fórumon.
2. A célok szempontjából releváns jellemzők azonosítása, esetleg több különböző döntési szinten.
3. A jelenlegi helyzet vizsgálata a célok függvényében, ezen belül
 - a) a szükséges paraméterek jelenlegi értékének meghatározása;
 - b) a külső hatások azonosítása (pl. befolyó szennyvizek mennyisége és összetétele, vízkivételek, dunai tápvíz);
 - c) a vizsgálandó dinamikus folyamatok modellezése (pl. transzport folyamatok).
4. A szabályozási pontok és lehetséges cselekvési tervek, intézkedések azonosítása (pl. szennyvíztisztítók építése/fejlesztése, iszapkotrás, haltelepítés, zsilipek működési rendje).
5. Modellalkotás, ezen belül a hatásmechanizmusok vizsgálata és a jellemzők számszerű előrejelzése a megadott scenáriókra. Ezzel összefüggésben
 - a) a vizsgálatokhoz alkalmazott terjedési modellt és annak megoldását az ammónium és a fenol esetére bemutatva, az A1 függelékben ismertetjük;
 - b) az oxigénháztartásra vonatkozó számításokat az A2 függelékben közöljük.
6. A modellek alkalmazása a számba jöhető intézkedéscsomagok hatásának előrejelzésére.
7. Az eredmények vizualizálása.
8. Az intézkedéscsomagok értékelése és/vagy összehasonlítása műszaki és gazdasági szempontokat figyelembe véve, a döntésért felelős fórumon.

Érdemi változások esetén természetesen ismételten vissza lehet térni ugyanazokhoz a lépésekhez (pl. 1, 4 és 8).

A kidolgozott döntési technológia egyes lépéseinek szoftveres támogatására programcsomagot dolgoztunk ki, ennek segítségével végeztük el a fenti döntési technológia alkalmazását.

3 Vízminőség javítás a DPSZ szennyvizének átvezetésével a Dunába

Az RSD vizét erősen szennyezi a Dél-pesti Szennyvíztisztító (a továbbiakban DPSZ) szennyvizének bevezetése. Ezért az alábbi példában azt mutatjuk meg, hogyan lehetne a Dunába történő átvezetésére vonatkozó döntést az előbbiekben megadott döntési technológiával előkészíteni.

1. Az első lépésben a megfelelő döntési fórumon kitzük a stratégiai célt, mégpedig a vízminőség és az üdülés feltételeinek javítását az RSD-n.
2. A releváns jellemzők meghatározása az MSZ 12749:1993 szabvány, valamint a fürdővizekre és a horgászatra (azon belül a "pontyos" vizekre) vonatkozó Európai Unió 76/160/EEC számú, ill. 78/659/EEC számú direktíva alapján (ld. 2. és 3. táblázat) történhet.

A vízminőség szempontjából releváns jellemzőket a szabvány alapján, megfelelő bontásban, fastruktúrába rendezve közöljük az 1. táblázatban — azokat a csoportokat kihagyva, amelyek vonatkozásában nem volt kimutatható és valószínűleg a jövőben sem lesz várható számottevő terhelés.

Fontosnak tartjuk, hogy a direktívában nem szabályozott, de a vízi élővilág követelményrendszerénél határértékkel rendelkező komponensek (ld. [1]) is szerepeljenek, hiszen Magyarországon ezek is okozhatnak problémát (4. táblázat).

3. Ebben a példában a jelenlegi helyzetből következett többek között a foszfor, az ammónium, a fenolok, a biokémiai oxigénigény és a levegő szennyeződés vizsgálatának a szükségessége. Más jellemzők is fontosak voltak, de a modellek alkalmazását ezen elemeken keresztül mutatjuk be.
4. A szabályozási pontok közül csak egyet, a DPSZ szennyvizének a Dunába történő átvezetését tekintjük.
5. A vizsgálatokhoz szükséges modellek és megoldásuk részletes leírása megtalálható [13]-ban. A terjedési és oxigénhártartási modellt és azok megoldását az A1 és A2 függelékben ismertetjük.
6. A projekt keretében elkészített programcsomag segítségével a modelleket megoldottuk.

7. Az eredmények vizualizálása digitális térképek segítségével történt, ahol az RSD egyenes szakaszokkal történő közelítésével számított eredmények illesztése és simítása jelentett speciális nehézséget. Az ammóniumra, a fenolokra és a levegőszennyeződésre vonatkozó eredmények a csatolt térképeken (1-6. ábra) láthatók.
8. A DPSZ szennyvizének a Dunába történő átvezetése a modell számításai szerint az alábbi kedvező hatásokat eredményezi:

Az 1-4. ábrák térképei alapján megállapítható, hogy ammónium szempontjából az RSD a DPSZ-ig II., alatta IV. osztályú; fenolok szempontjából a DPSZ-ig II. osztályú, a DPSZ és Majosháza között III. osztályú, Majosháza alatt ismét II. osztályú.

A DPSZ szennyezésétől mentes helyzetben a folyó mindkét szennyező komponens szempontjából homogén, mégpedig II. osztályú, ami az EU direktíváknak is megfelel.

A rendelkezésre álló adatokból megállapítható [14], hogy a foszforterhelés döntő mértékben a dunai tápvízből kerül be az RSD-be, a Kvassayzilip felől.

A levegőszennyeződésre vonatkozó 5. és 6. ábra térképeiről leolvasható, hogy a nitrogén-oxidok esetén erősebb, a szilárd nem-toxikus szennyeződések esetén gyengébb regionális hatás érvényesül.

A levegőszennyezési ábrák árnyalásának értelmezése: Fehér szín 0 koncentrációt jelent; a színskála alsó harmadánál látható világosabb szürke árnyalat az immissziós határérték felét (nitrogén-oxidoknál $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, szilárd nem-toxikus komponens esetén $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ koncentrációt), a skála felső harmadánál levő sötétebb szürke árnyalat az immissziós határértéket (150 , ill. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ koncentrációt) jelent. A fekete szín a térképen előforduló legmagasabb koncentráció értékét, de legalább a határérték másfélszeresét reprezentálja. A közbeeső értékeknek a közbeeső árnyalatok felelnek meg, folytonos átmenetben. (A figyelembe vett határértékek az MSz 21854-1990 szabvány szerinti, védett I. levegőtisztaság-védelmi kategóriára vonatkozó 24 órás immissziós határértéket jelentik.)

A biokémiai oxigénigényt a huzamosabb zápor okozta diffúz szennyeződés hatásaként vizsgáltuk, mivel a vizsgált időszakot megelőzően halpusztulás történt az RSD-n. A 9. ábra mutatja az RSD vízhozamának várható alakulását, a 10. ábra pedig az ennek következtében várhatóan kialakuló oxigénigény és oldott oxigén koncentrációkat. Látható, hogy az RSD alsó szakaszán az oldott oxigén szintje kritikus mértékben lesüllyed. (Az MSZ 12749:1993 számú szabvány szerint $4 \text{ mg}/\text{l}$ -t meghaladó érték számít tűrhetőnek, $3 \text{ mg}/\text{l}$ alatt pedig erősen szennyezettnek minősül a víz.)

Összefoglalásként hangsúlyozzuk, hogy a kidolgozott döntési módszertan és az elkészült programcsomag adaptálható más környezeti problémák megoldására is.

A1. Az alkalmazott terjedési modell ismertetése

Valamely vízfolyásba bevezetett szennyezőanyag elkeveredése a transzportegyenlet alapján írható le. Néhány praktikus egyszerűsítő feltétel kikötésével (permanens elkeveredés feltételezése, keresztirányú konvekciós terjedés elhanyagolása, állandó sebesség feltételezése stb.) a transzportegyenlet a következő alakot ölti:

$$v \frac{\partial c}{\partial x} = D \frac{\partial^2 c}{\partial y^2}, \quad (\text{A1.1})$$

ahol

- x a vízfolyás irányába mutató, y pedig a keresztirányú (tehát a partokra merőleges) térkoordináta,
- c az (x, y) ponthoz tartozó szennyezőanyag-koncentrációnak a függőleges irányban (azaz különböző mélységekre) átlagolt középértéke,
- v az áramlási sebességnek hasonló módon átlagolt értéke,
- D az y irányú módosított diszperziós tényező (lásd Somlyódy [20]).

Az RSD-re alkalmazott terjedésmodellezésnél is az (A1.1) egyenletből indultunk ki, melyet tetszőleges (x_0, y_0) esetén kielégít a

$$c = \frac{1}{\sqrt{x - x_0}} \exp \left[-\frac{v}{4D(x - x_0)} (y - y_0)^2 \right] \quad (\text{A1.2})$$

függvény. A tükrözési elv alkalmazásával tetszőleges véges számú (x_k, y_k) koordinátájú, M_k intenzitású szennyezőforrás esetén a szennyezőanyag-koncentrációt a

$$c = \sum_{k:x > x_k} \frac{M_k}{2h\sqrt{\pi Dv}} \frac{1}{\sqrt{x - x_k}} \sum_{-\infty}^{\infty} \exp \left[-\frac{v(y + 2nB - y_k)^2}{4D(x - x_k)} \right] + \sum_{k:x > x_k} \frac{M_k}{2h\sqrt{\pi Dv}} \frac{1}{\sqrt{x - x_k}} \sum_{-\infty}^{\infty} \exp \left[-\frac{v(-y + B + 2nB - y_k)^2}{4D(x - x_k)} \right] \quad (\text{A1.3})$$

közelítő formulával számolhatjuk, ahol h a víz mélysége, B pedig a szélessége (szakaszonkénti átlagértékekkel számolva).

Mivel az RSD-nek nem elhanyagolható görbületei vannak, ezért a modell alkalmazásához a folyó görbevonallú középvonalát előbb egyenes szakaszokból álló törtvonallal helyettesítjük, ezután a közelítő törtvonallhoz egy görbevonallú (ξ, η) koordinátarendszert illesztünk, ahol ξ a kiindulóponttól számított vonalhossz, η pedig a törtvonaltól mért előjeles távolság. Ezt a görbevonallú koordinátarendszert egy derékszögű koordinátarendszerre illesztve, a törtvonalat mintegy kiegyenesítve, alkalmazni tudjuk az egyenes vonalú vízfolyásra érvényes modellt és formulákat. Természetesen ezáltal a módszer közelítő jellege még hangsúlyosabbá válik.

A modell számítógépes programja Pascal nyelven készült. A programot 3 különböző szennyezőanyagra futtattuk, mindhárom anyagra két változatban. Az egyik változatban a jelenlegi 3 fő szennyezőforrás (Kvassay-zsilip, DPSZ, Gyáli patak) figyelembevételével, a másikban viszont a DPSZ terhelésének figyelmen kívül hagyásával, tehát csak a Kvassay-zsilip felől és a Gyáli patakból eredő szennyezőanyag-terhelés alapján, az így elképzelt esetre. Ezáltal meg tudhatjuk, milyen vízminőség-javulás érhető el, ha a DPSZ tisztított szennyvizét átvezetik a nagy-Dunába.

A programot a következő adatokkal futtattuk.

a) Szennyezőkomponenstől független adatok:

- keresztirányú diszperziós tényező ($D = 0,2\text{m}^2/\text{s}$),
- a dunaág geometriai adatainak táblázata szelvényenként, a mintegy 50 szakaszból álló közelítő törtvonalnak megfelelő bontásban. A geometriai adatok táblázatában 120-320 m vízszélesség, 1,4-4 m vízmélység és 19-22 m³/s vízhozam adatok szerepelnek. Ennek megfelelően a vízfolyás átlagos sebessége a legtöbb helyen 0,03-0,04 m/s körüli érték. (A Kvassay-zsilip közelében ennél nagyobb, a Tassi zsilip közelében, ahol a folyóág egyre jobban kiszélesedik, ennél kisebb a vízfolyás sebessége.) A programban az input táblázatban levő adatok csúszo átlagaival számoltunk.
- A szennyezőforrások helye az alkalmazott koordinátarendszerben (Kvassay-zsilip, DPSZ bevezetése, Gyáli patak bevezetése).

b) Szennyezőkomponensenként eltérő adatok:

- Terhelési határértékek (az érvényben levő magyar szabványból véve): Ammónium vonatkozásában 0,2 g/m³ koncentrációig kiváló (I. oszt.); 0,5 g/m³-ig jó (II. oszt.); 1,0 g/m³-ig tűrhető (III. oszt.); 2,0 g/m³-ig szennyezett (IV. oszt.); 2,0 g/m³ fölött erősen szennyezett (V. oszt.). Fenolok vonatkozásában 0,002 g/m³-ig kiváló (I. oszt.); 0,005 g/m³-ig jó (II. oszt.); 0,01 g/m³-ig tűrhető (III. oszt.); 0,02 g/m³-ig szennyezett (IV. oszt.); 0,02 g/m³ fölött erősen szennyezett (V. oszt.).
- Szennyezőforrások intenzitása (egy adott időpontban mért értékek): Ammónium terhelésre vonatkozóan a Kvassay-zsilipnél 5,64 g/s, a DPSZ-nél 19,07 g/s, a Gyáli pataknál 0,64 g/s. Fenol terhelésre vonatkozóan a Kvassay-zsilipnél 0,0561 g/s, a DPSZ-nél 0,038 g/s, a Gyáli pataknál 0,012 g/s.

Mivel a DPSZ-től származó ammónium terhelés lényegesen nagyobb az egyéb szennyezőforrások hasonló adatánál, a fenol terhelésre viszont ez nem áll, ezért a fenti adatok alapján számolás nélkül, előre látható, hogy a DPSZ vízének a Dunába történő átvezetése jelentős mértékben javíthat az RSD ammónium-szennyeződésén, viszont kevésbé látványos változás várható a fenol- szennyeződés esetében.

A futások eredményeit tartalmazó 1-4. ábrák térképeiről színskála alapján leolvasható szennyezettségi értékek teljes mértékben egybevágnak ezzel az előzetes várakozással.

A számítások menete a következő.

(i) Kiszámítjuk a folyó középvonalának törtvonalú közelítését definiáló $(X_1, Y_1), (X_2, Y_2), \dots, (X_t, Y_t)$, töréspontokat összekötő, egyenesnek tekintett folyószakaszok hosszát és irányszögét az

$$\begin{aligned} R_i &= \sqrt{(X_{i+1} - X_i)^2 + (Y_{i+1} - Y_i)^2}, \\ X_{i+1} - X_i &= R_i \cos \varphi_i, \\ Y_{i+1} - Y_i &= R_i \sin \varphi_i \end{aligned} \quad (\text{A1.4})$$

$i = 1, 2, \dots, t - 1$ formulák alapján.

(ii) Kiszámítjuk minden egyes (x_k, y_k) szennyezőforrás koordinátáit a törtvonalra illeszkedő görbevonalú koordinátarendszerben. Ehhez olyan i indexet kell keresnünk, melyre fennáll

$$\begin{aligned} 0 &\leq (X_i - x_k) \cos \varphi_i + (Y_i - y_k) \sin \varphi_i \leq R_i, \\ -\frac{B}{2} &\leq (Y_i - y_k) \cos \varphi_i - (X_i - x_k) \sin \varphi_i \leq \frac{B}{2} \end{aligned} \quad (\text{A1.5})$$

A második egyenlőtlenségpár annak ellenőrzésére szolgál, hogy a szennyezőforrás valamelyik part mentén vagy a partokon belül legyen. Ebben az esetben az (x_k, y_k) szennyezőforrás görbevonalú koordinátái:

$$\begin{aligned} \xi_k &= \sum_{j=1}^{i-1} R_j + (X_i - x_k) \cos \varphi_i + (Y_i - y_k) \sin \varphi_i, \\ \eta_k &= (Y_i - y_k) \cos \varphi_i - (X_i - x_k) \sin \varphi_i. \end{aligned} \quad (\text{A1.6})$$

(iii) A sík (x, y) pontjaihoz tartozó szennyezőanyag-koncentráció kiszámítása. Az előzőhöz hasonló módon ellenőrizzük, hogy az (x, y) pont értelmezhető-e, mint a vízfolyás partmenti vagy belső pontja, azaz, hogy fennáll-e

$$\begin{aligned} 0 &\leq (X_i - x) \cos \varphi_i + (Y_i - y) \sin \varphi_i \leq R_i, \\ -\frac{B}{2} &\leq (Y_i - y) \cos \varphi_i - (X_i - x) \sin \varphi_i \leq \frac{B}{2} \end{aligned} \quad (\text{A1.7})$$

valamilyen i indexre. Ha nem, akkor $c(x, y) = 0$, ha igen, akkor viszont legyen

$$\begin{aligned} \xi &= \sum_{j=1}^{i-1} R_j + (X_i - x) \cos \varphi_i + (Y_i - y) \sin \varphi_i, \\ \eta &= (Y_i - y) \cos \varphi_i - (X_i - x) \sin \varphi_i. \end{aligned} \quad (\text{A1.8})$$

Ezután az (x, y) ponthoz tartozó szennyezőanyag-koncentráció az (A1.3) formulával számítható, a (ξ, η) ill. (ξ_k, η_k) görbevonalú koordináták behelyettesítésével.

A szennyezőanyag-koncentrációk térképen való ábrázolásához a töréspontok és a szennyezőforrások helyeit egyaránt pixelben célszerű megadni. A koordinátáik így a térképről leolvashatók. A koordináták pixel jelölésével szemben más adatok esetén (pl. folyószélesség, vízmélység) a metrikus számértékeket célszerű meghagyni, hogy a koncentrációk számítása érvényes maradjon. Ezért a formulák egy része kiegészül egy α arányossági tényezővel, amely azt fejezi ki, hogy a számítógépen tárolt térképen egy pixel a valóságban hány méternek felel meg. Ezért mindjárt a számítás kezdetén az (i) pontban szereplő (A1.4) formula első sora

$$R_i = \alpha \sqrt{(X_{i+1} - X_i)^2 + (Y_{i+1} - Y_i)^2}$$

alakra módosul. Hasonlóan a (A1.5)-(A1.8) formulákban is az X_i -t és az Y_i -t tartalmazó tagokat szorozni kell α -val, ha a pontok koordinátái pixelben vannak megadva.

Megjegyezzük, hogy a számítás során a (A1.3) formulában szereplő végtelen összegeknek csak azokat a tagjait vesszük figyelembe, melyekben az exponenciális függvény argumentuma -30 -nál nagyobb. A többi tag elhanyagolása megengedhető, és ily módon a számítás néhány tag összegzésére egyszerűsödik.

A modell megoldása során felhasznált néhány hasznos számítástechnikai ötlet: A szennyezőanyag-koncentráció nagyságrendjét a vízfelület részeinek különböző színezésével érzékeltetjük az eredetileg fekete-fehér térképen. A koncentráció nagyságrendjének a szabvány szerinti 5 különböző kategóriájának a térképen 5 különböző szín, ill. fekete-fehér nyomdatechnika esetén 5 különböző árnyalás fog megfelelni. Színezés esetén a legkevésbé szennyezett részek zöld színt kapnak, az ennél szennyezettebb részek pedig a szennyezettség fokának mértékében kék, sárga, narancs, ill. piros színt. Árnyalás esetén minél szennyezettebb a víz, annál sötétebb tónust alkalmazunk.

Ábrázolás méretnöveléssel: Ha el szeretnénk érni, hogy a szennyeződés koncentrációjának keresztirányú (azaz a vízfolyásra merőleges irányú) változásai jobban látszódnak a térképen, ezt megtehetjük úgy, hogy nem magát a folyót, hanem annak keresztirányban megnövelt képét színezzük a térképen a koncentráció nagyságrendjének megfelelően. A töréspontokat és a szennyezőforrásokat ugyanúgy adjuk meg, mint korábban, viszont a (iii) pont számításai során még egy β arányossági tényezőt is bevezetünk, amely a keresztirányú nyújtás arányát fejezi ki. Az (A1.7)-(A1.8) formulákban ekkor az η koordinátát a derékszögű koordinátákkal előállító kifejezéseket az α/β hányadossal kell szorozni, ahol α a pixelben megadott koordináta-adatok miatt, β pedig a nyújtás miatt jön be. Ha nem akarunk méretet növelni, akkor $\beta = 1$, méretnövelési szándék esetén pedig $\beta > 1$.

A2. Oxigénháztartás modellezése

A biokémiai oxigénigényt a huzamosabb zápor okozta diffúz szennyeződés hatásaként vizsgáltuk, mivel a vizsgált időszakot megelőzően halpusztulás történt az RSD-n. Az oxigénháztartás vizsgálatára részletesebben kimunkált

BOI-O₂ modellezési lehetőségek között említendő a nem-pontszerű külső terhelést is figyelembe vevő oxigénforgalmi részmodell (Jolánkai [21], 1992), mely lényegében egydimenziós, nem időfüggő modell, amely az ún. vízszál követésén alapszik. Szükségesnek láttuk, hogy a rendelkezésünkre álló információkat egy teljesebb modellben is feldolgozzuk. Ez képes figyelembe venni a folyamszakaszon fellépő valamennyi pontszerű és nem-pontszerű, akár a folyamszakaszon változó terhelést is. Lehetőség nyílik arra, hogy a folyamszakaszon az összes jellemző mennyiséget változóként, vagy legalábbis csupán részszakaszonként állandóként vegyünk figyelembe. A modell paramétereinek meghatározása mérési adatok alapján elvégezhető. A paraméteridentifikációt követően a különféle scenáriók szimulálhatók.

A modell jellemző mennyiségei

A helyfüggő keresett függvények

- C_1 biokémiai oxigénigény koncentrációja,
- C_2 oldott oxigén koncentrációja.

A modell paramétereit

- x_o az áramlás kezdőpontja (m)
- x_v az áramlás végpontja (m)
- q oldalirányú hozzáfolyás (m²/sec)
- Q vízhozam (m³/sec)
- A nedvesített keresztterület (m²)
- C_{1d} biokémiai oxigénigény koncentrációja a hozzáfolyásban (mg/l = g/m³)
- C_{2d} oldott oxigén koncentrációja a hozzáfolyásban (mg/l = g/m³)
- K_1 szervesanyag lebomlási tényező (1/nap)
- K_2 levegő felvételi tényező (1/nap)
- C_s telítettségi oxigén koncentráció (mg/l = g/m³)
- B bentikus oxigénigény (g/m · sec)
- $P - R$ fotoszintézis és respiráció különbsége (g/m³ · sec)

Keresendők az $[x_o, x_v]$ intervallumon a szakaszosan differenciálható C_1 , C_2 függvények, a szakadási pontokban a függvényeknek és deriváltjaiknak

elsőfajú szakadásával — vagyis a függvényeknek legfeljebb ugrásaik és töréspontjaik lehetnek. E függvények kielégítik az (A2.1)-(A2.2), $i = 1, \dots, N$ egyenleteket:

$$\frac{d}{dx} \left[\left(Q + \int_{x_0}^x q(\xi) d\xi + \sum_{j=1}^i Q_{pj} \right) C_1 \right] = qC_{1d} - K_1 AC_1 + B \quad (\text{A2.1})$$

$$\frac{d}{dx} \left[\left(Q + \int_{x_0}^x q(\xi) d\xi + \sum_{j=1}^i Q_{pj} \right) C_2 \right] = \quad (\text{A2.2})$$

$$qC_{2d} - K_1 AC_1 + K_2 A(C_s - C_2) + A(P - R), \\ x_{oi} < x < x_{vi}$$

ahol

- $x_{o1} = x_0$, $x_{oi+1} = x_{vi}$, $i = 2, \dots, N-1$, $x_{vN} = x_v$, e pontok pedig a modell jellemzői által vannak meghatározva, mégpedig úgy, hogy
- Q , q , C_{1d} , C_{2d} , A , B , C_s , $P - R$ szakaszosan folytonos függvények, legfeljebb elsőfajú szakadással (vagyis ugrással) az x_{oi} , $i = 2, \dots, N$ (vagyis x_{vj} , $j = 1, \dots, N-1$) pontokban;
- K_1 , K_2 szakaszosan konstans (lépcsős) pozitív függvények, ugrásaik legfeljebb az x_{oi} , $i = 2, \dots, N$ pontokban lehetnek;
- $Q_{pj} = Q_{pi}^+ - Q_{pi}^-$, Q_{pi}^+ , Q_{pi}^- , $i = 1, \dots, N$ konstansok.

A $Q_{pj}^\pm \geq 0$, $i = 2, \dots, N$, konstansok interpretálhatók mint az x_{oi} , $i = 2, \dots, N$ pontokban belépő "pontoszerű" befolyások és vízkivételek. Koncentrációértékeiket a részzakasz-határokon vesszük figyelembe (ld. alább), melyeket C_{kdi}^\pm -szal jelölünk $k = 1, 2$, $i = 2, \dots, N$, ha $Q_{pj}^- > 0$, akkor $C_{kdi}^- = C_k(x_{oi} - 0)$. (Itt és a továbbiakban $f(x-0)$ a szakaszosan folytonos, az x pontban legfeljebb elsőfajú szakadású f függvény baloldali határértékét, $f(x+0)$ pedig a jobboldali határértékét jelöli.)

A C_1 , C_2 függvények eleget tesznek az alábbi kezdeti feltételeknek

$$C_k(x_0) = C_{ko}, \quad k = 1, 2, \quad (\text{A2.3})$$

valamint a

$$\left(Q(x_{oi} + 0) + \int_{x_0}^{x_{oi}} q(u) du + \sum_{j=1}^i Q_{pj} \right) C_k(x_{oi} + 0) = \\ \left(Q(x_{oi} - 0) + \int_{x_0}^{x_{oi}} q(u) du + \sum_{j=1}^{i-1} Q_{pj} - Q_{pi}^- \right) C_k(x_{oi} - 0) + Q_{pi}^+ C_{kdi},$$

$$k = 1, 2; \quad i = 2, \dots, N-1$$

(A2.4)

átviteli feltételeknek. (Szokás szerint $\sum_{j=1}^0 = 0$)

Azzal a megkötéssel élünk, hogy minden $x \in [x_{oi}, x_{vi}]$ -re és $i = 1, \dots, N$ -re

$$Q(x) + \int_{x_{oi}}^x q(\xi) d\xi + \sum_{j=1}^i Q_{pj} > 0.$$

A feladat megoldása rekurzív módon előáll, de általános esetben számításokra semmiképpen nem ajánlható, még akkor sem, ha a benne szereplő integrálok zárt alakban megadhatók. A rendszer integrálását tehát numerikusan végezzük részintervallumonként, mégpedig a $D_k(x) = \overline{Q}(x)C_k(x)$, $k = 1, 2$ függvényekre nézve, a kezdeti értékeket pedig az előző intervallumról kapott végérték és (A2.4) felhasználásával számoljuk.

Demonstrációs céllal bemutatjuk a modell alkalmazását az RSD-re. Vizsgálatainkba most csak a nagyobb, az elhagyottakhoz képest az oxigénháztartásra vélhetően jelentősebb befolyással bíró műtárgyakat és a Gyáli patakat vontuk be. A terhelési adatok összegyűjtésekor jelentős adathiánnyal szembesültünk. Ennek áthidalására a feldolgozás alapjául éves átlagadatokat választottunk. Ezek előállításakor figyelembe vettük

- az átlagos öntözési időszak hosszát és a becsült vízkivételt,
- a belvizes időszak átlagos hosszát és a csatornákon bekerülő becsült vízmennyiséget, annak becsült BOI és O₂ koncentrációját,
- az oldalirányú hozzáfolyás becsült értékét, melyet a vízgyűjtőn mért csapadék mennyisége alapján becsültünk és a folyamszakasz hosszán egyenletesen hozzáfolyónak vélelmeztünk, konstans BOI és O₂ koncentrációval, melyeket szintén becsültünk,
- a telítettségi oxigénkoncentrációt az éves átlagos vízhőmérsékletből szakirodalmi képlet alapján számítottuk,
- a vízsebességet a teljes szakaszon állandónak feltételeztük, aminek következtében a keresztiszelvények adatait mellőzhettük.

Az így kapott éves átlagos vízhozamot a 7. ábrán szemléltettjük. A szervesanyag lebomlási és a levegő felvételi tényezőt, a bentikus oxigénigényt, a fotoszintézis és respiráció különbségét a folyamszakaszon állandónak vélelmeztük és mérési adatokból kalibráltuk. A felhasznált értékeket a hivatalos mérési adatok éves átlagából számoltuk.

A kalibráláshoz egy általunk kidolgozott, a feladatra orientált, azaz a C_1 és C_2 függvényeknek a paraméterek szerinti monotonitását figyelembe vevő illesztési eljárást alkalmaztunk. Az ily módon teljesen meghatározott modellel számolt éves átlagos BOI és O₂ értékek grafikonját a 8. ábra tartalmazza.

A következőkben azt vizsgáljuk, hogy szélsőséges körülmények bekövetkezése esetén hogyan alakul az RSD oxigénháztartása. A szimulációhoz használt adatokat úgy választottuk meg, hogy az megfeleljen egy meleg nyári napon háromnapos folyamatos esőzés révén kialakuló helyzetnek. A Kvassay

zsilipnél az éves átlagnál kissé magasabb a vízhozam, de jelentősen alatta marad az éves csúcshozamnak. Szennyezettsége magasabb. A vízgyűjtőről a lehulló csapadék 20%-a megjelenik a hozzáfolyásban, ennek révén az éves átlag kb. két és félszerese az oldalirányú hozzáfolyás. Feltételeztük, hogy ilyen körülmények között a szennyeződés bemosódása nagyobb, ezért kísérleti számításainkban a hozzáfolyás BOI koncentrációját jelentősen megemeltük. Az oxigénháztartást jelentősen befolyásolja a DPSZ működése, szélsőséges helyzetben ennek BOI kibocsátása is megnőhet, de ezt nem vettük figyelembe. Így az emiatt esetleg bekövetkező addicionális vízminőségromlástól számításainkban eltekintettünk. Nyári időszakban nem vélelmeztük belvizek bevezetését és a csapadék miatt az öntözés szünetelését is feltételeztük. Számításaink eredményét szemlélteti a 9. és 10. ábra.

Irodalom

1. Benedek P., és Literáty P., *Vízminőség-szabályozás a környezetvédelemben*, Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1979.
2. Csáki, P., Csiszár, L., Fölsz, F., Keller, K., Mészáros, Cs., Rapcsák, T., and Turchányi, P., A decision model for appraisal of hotels, in: *Proceedings of the Third Conference on Artificial Intelligence*, ed.: P. Koch, John von Neumann Society for Computer Sciences (1993) 69-78.
3. Csáki, P., Rapcsák, T., Turchányi, P., and Vermes, M., Research and development for group decision aid in Hungary by WINGDSS, a Microsoft Windows based group decision support system, *Decision Support Systems* 14 (1995) 205-217.
4. Csáki, P., Csiszár, L., Fölsz, F., Keller, K., Mészáros, Cs., Rapcsák, T., and Turchányi, P.: A flexible framework for group decision support: WINGDSS Version 3.0, *Annals of Operations Research* 58 (1995) 441-453.
5. Csáki P., Csiszár L., Fölsz F., Keller K., Lóránt G., Mészáros Cs., Rapcsák T. és Turchányi P., A vezetői döntéshozatal folyamatának támogatása személyi számítógépen, *Windows környezetben*, *Sigma* 4 (1995) 169-190.
6. Fölsz, F., Mészáros, Cs., and Rapcsák, T.: Distribution of gas cylinders, *European Journal of Operations Research* 87 (1995) 613-623.
7. Fölsz F., Mészáros Cs. és Rapcsák T., A töltőüzemektől a cseretelepekre történő minimális költségű szállítás megtervezése, IV. Országos Térinformatikai Konferencia Kiadványa, szerk.: Pethő, S., (1995) 126-131.
8. Csáki, P., Fölsz, F., Keller, K., Lóránt, G., Mészáros, Cs., Rapcsák, T., and Tóth, Á., Visualisation in decision support system WINGDSS 4.0, KOI'95, *Proceedings of the 5th Conference on Operational Research*, eds.: T. Hunjak, Martić, L., and Neralić, L., *Croatian Research Society* (1995) 11-32.
9. Mészáros, Cs. and Rapcsák, T., On sensitivity analysis for a class of decision systems, *Decision Support Systems* 16 (1996) 231-240.
10. Csáki, P., Fölsz, F., Rapcsák, T., and Sági, Z., On tender evaluations, *Journal of Decision Systems*. (megjelenés alatt)
11. Kéri G., Orsovai I. és Rapcsák T., Egy transzportmodell alkalmazása a Gyál térségében létesítendő hulladéklerakó esetleges talajszennyező hatásának vizsgálatára (Esettanulmány), *Alkalmazott Matematikai Lapok* 19 (1999) 169-183.

12. Mészáros, Cs., Rapcsák T., and Sági, Z., Pollution transmission in the air, Proceedings of NATO ARW on "Large scale computations in air pollution modelling", ed.: Z. Zlatev, Kluwer Academic Publishers. (megjelenés alatt)
13. Ráckevei (Soroksári) Duna-ág vízháztartás rendszerének számítógépes modellezése a többkritériumú döntési módszerek felhasználásával, Tanulmány és Mellékletek, IT Consult-PRO, 1998.
14. A Ráckevei (Soroksári) Duna-ág vízminőségi értékelése és modellezése, Tanulmány (Szerzők: Császár I., és Jolánkai G.) IT Consult-PRO, 1998.
15. Verrasztó, Z., Land formation and the geological aspects of environmental protection, IAEG Symposium, Warszawa, 1979.
16. Verrasztó, Z. and Domokos, M., Synoptic information system for the environmental protection of the central industrial area of Hungary, Int. Symp. on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, Budapest, 1992.
17. Pest megye környezeti jellemzői, KDV Környezetvédelmi Felügyelőség, Budapest, 1993., I-III. kötet, 1-798. old. (szerk.: Verrasztó Z.).
18. Klinghammer I. és Verrasztó Z., A ráckevei üdülőkörzet környezeti jellemzői (tematikus atlasz, 28 lap), KDV Környezetvédelmi Felügyelőség - ELTE Térképtudományi Tanszék, 1994.
19. Domokos M.-né, László T., Pápay K.-né és Verrasztó Z., A környezetértékelés és a hatósági döntések kiszolgálására készülő szinoptikus információs rendszer, Vízügyi Közlemények, 1993, 3. füzet.
20. Somlyódy L., Szennyezőanyagok terjedésének meghatározása vízfolyásokban, Vízügyi Közlemények 67 (1985) 185-201.
21. Jolánkai G., SENSMOD: A Simple Experimental Non-point Source Model System, Proc. Int. Conf. Water Quality Modelling in the Inland Natural Environment, Borneomuth, England, 10-13 June, 1986. pp. 77-91.

Oxigénháztartás

- Tartalmazott oxigén (Oldott oxigén, Oxigéntelítettség)
- Oxigénfogyasztás (Biokémiai oxigénigény, Kémiai oxigénigény)
- Összes szerves szén
- Szaprobítási index

Nitrogén- és foszforháztartás

- Nitrogénháztartás (Ammónium, Nitrit, Nitrát, Szerves nitrogén)
- Foszforháztartás, alga (Összes foszfor, Ortofoszfát, a-Klorofil)

Mikrobiológiai jellemzők

- Coliform, Fekáliás coliform, Fekáliás streptococcus, Salmonella, Összes telepszám 37 ill. 22 °C-on

Mikroszennyezők és toxicitás

- Szervetlen mikroszennyezők (Alumínium, Bór, Cianid, Cink, Hígany, Kadmium, Króm(VI), Nikkel, Ólom, Réz)
- Szerves mikroszennyezők (Fenolok, Detergensek, Kőolajszármazékok, Illékony klórozott szénhidrogének, Peszticidek, Triazinszármazékok, Poliklórozott bifenilek, Pentaklór-fenol)

Egyéb jellemzők

- Egyéb anyagtartalmak (Vas, Mangán, Nátrium, Nátriumszármazék, Kálium, Kalcium, Magnézium, Karbonát, Hidrogén-karbonát, Szulfát, Klorid)
- Egyéb kémiai jellemzők (pH, lúgosság, keménység)
- Egyéb fizikai jellemzők (Összes lebegő anyag, Zavarosság, Szín, Szag, Átlátszóság, Vízhőmérséklet, Fajlagos vezetőképesség 20 °C-on)

Összes koliform	max. 10000 /100 ml
Fekáliás koliform	max. 2000 / 100 ml
Fekáliás streptococcus	0
Salmonella	0
Enterovírusok	0
pH	6-9
Szín	nincs természetellenes elváltozás
Ásványolajok	nincs szag, vízfelszínen film nem látható
Felületaktív anyagok	nincs tartós hab
Fenolok	max. 0,05 mg/l, nincs szag
Átlátszóság	min. 1 m
Oxigéntelítettség	80-120 %
Kátrány, úszó szennyezők (pl. fa, műanyag palack stb.)	nincs
Ammónia	(*)
Nitrogén Kjeldahl	(*)
Peszticidek	(**)
Arzén	(**)
Kadmium	(**)
Króm (VI)	(**)
Ólom	(**)
Higany	(**)
Cianid	(**)
Nitrát	(**)
Foszfát	(**)

(*) eutrofizációs tendenciák esetén mérendő

(**) jelenlétének gyanúja vagy a vízminőség romlása esetén illetékes hatóság által mérendő

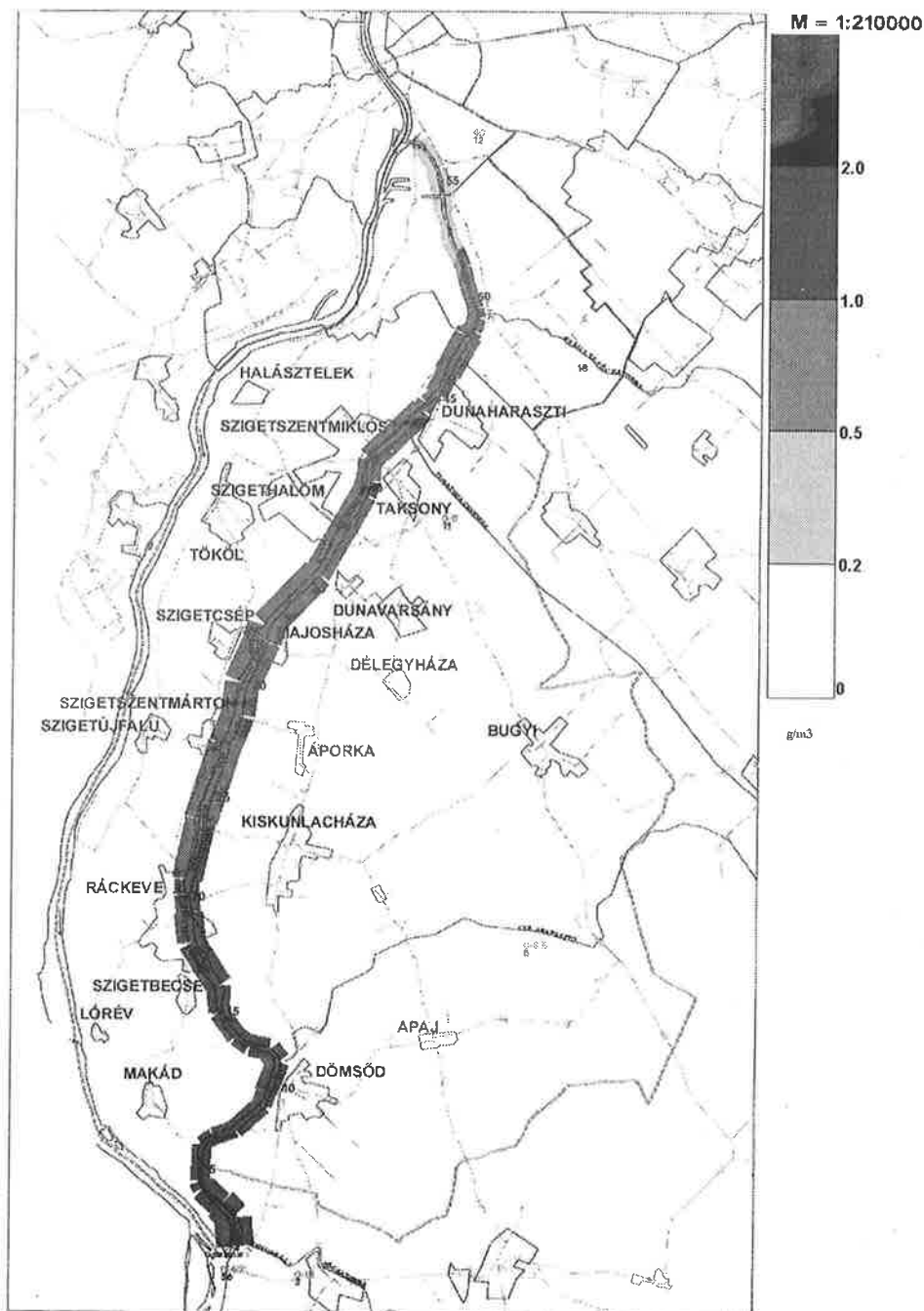
Maximális hőmérsékletemelkedés (hőkibocsátó forrás hatására)	3 °C
Maximális hőmérséklet egyes fajok előfordulása esetén a szaporodási időszakban	28 °C 10 °C
Oldott oxigén	legalább 4 mg/l
de 50%-ban	legalább 7 mg/l
pH	6-9
Összes lebegő anyag	max. 25 mg/l
Biokémiai oxigénigény	max. 6 mg/l
Összes foszfor (mint PO ₄)	max. 0,4 mg/l
Nitrit (mint NO ₂)	max. 0,03 mg/l
Fenolok	ízültözást nem okoz a halhúsbán
Olaj jellegű szénhidrogének	nem látható, ízültözást nem okoz, halra nem káros
Nem-ionos ammónia (mint NH ₃)	max. 0,025 mg/l
Összes ammónium (mint NH ₄)	max. 1 mg/l
Összes kicsapódó klór (mint HOCl)	max. 0,005 mg/l
Összes cink	max. 1 mg/l
Összes réz	max. 0,04 mg/l

3. táblázat. A horgászat szempontjából releváns jellemzők és a rájuk vonatkozó határértékek

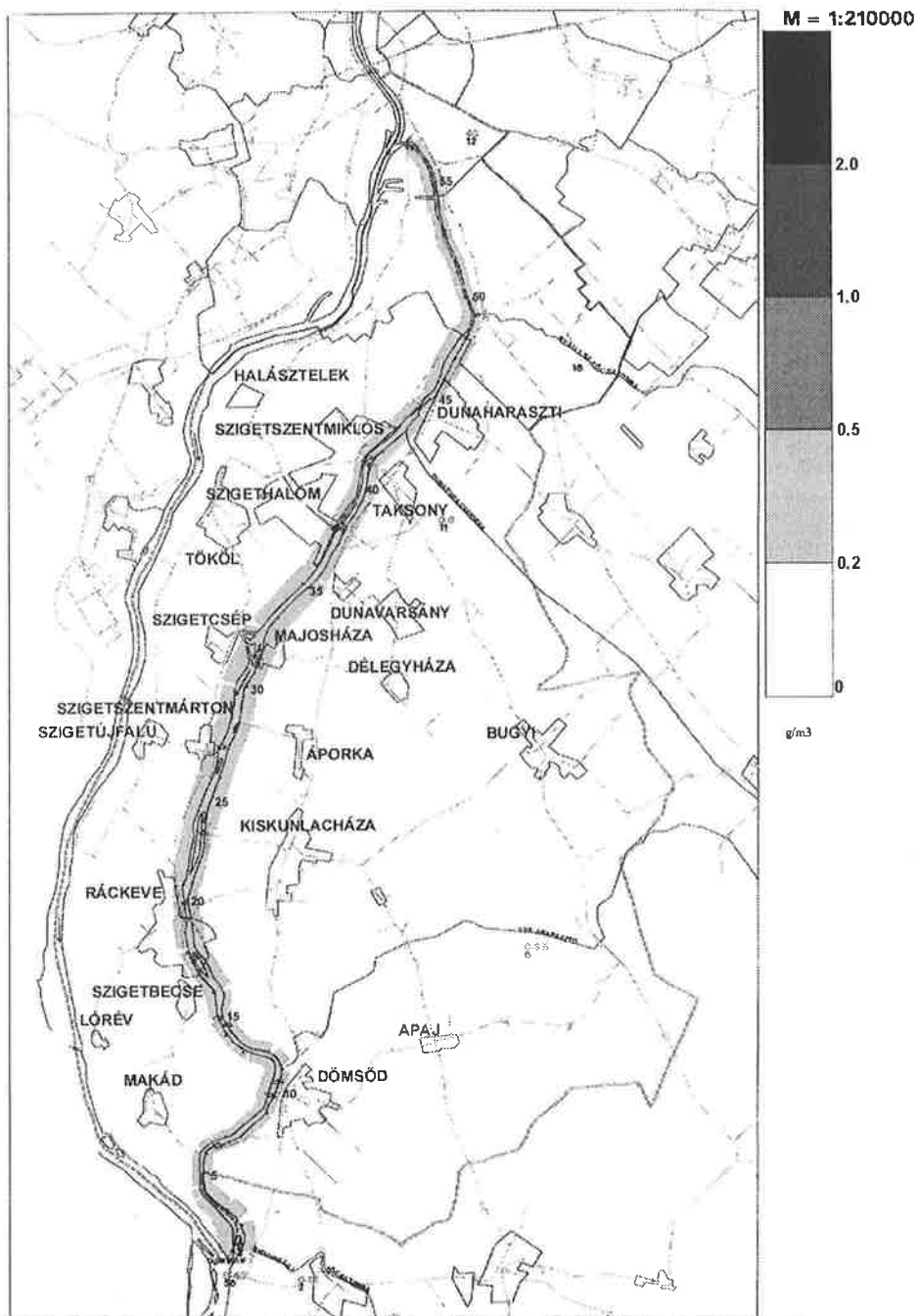
Hidrogén-szulfid	max. 0,002 mg/l
Cianidok	max. 0,005-0,01 mg/l
Összes higany	max. 0,0002-0,0005 mg/l
Kadmium	max. 0,003-0,01 mg/l
Ólom	max. 0,01-0,05 mg/l
Arzén	max. 0,05-0,1 mg/l
Összes króm	max. 0,01-0,05 mg/l
Nikkel	max. 0,02-0,1 mg/l
Felületaktív anyagok	max. 0,2-1 mg/l
Peszticidek, egyéb toxikus anyagok	max. 0,01 – 0,1 × TL _m *

* ahol TL_m az ún. közepes túrés határa, toxikus anyagoként más-más koncentrációérték.

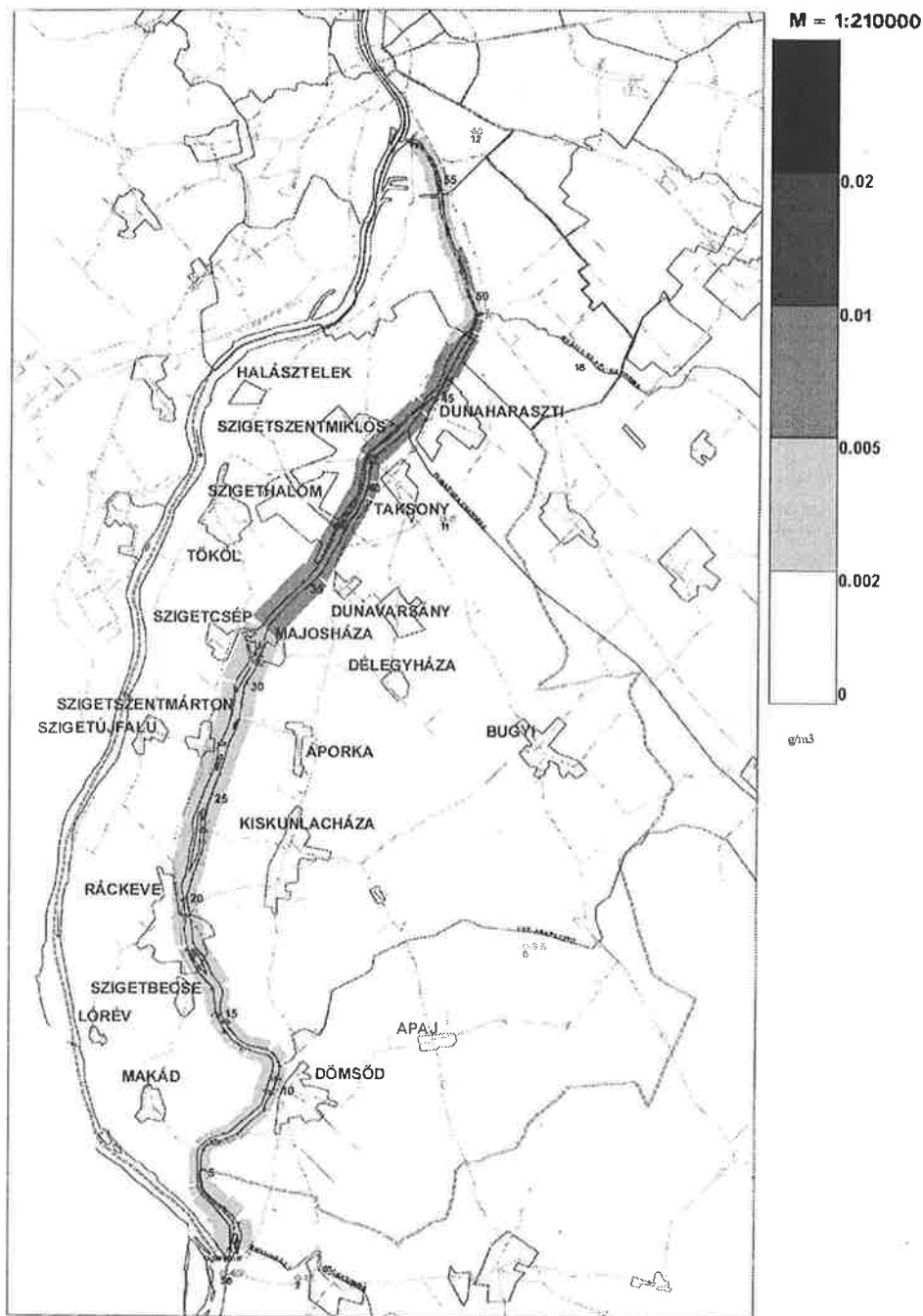
4. táblázat. A direktívában nem szabályozott, de a vízi élővilág követelményrendszerénél határértékkel rendelkező komponensek és a rájuk vonatkozó határértékek



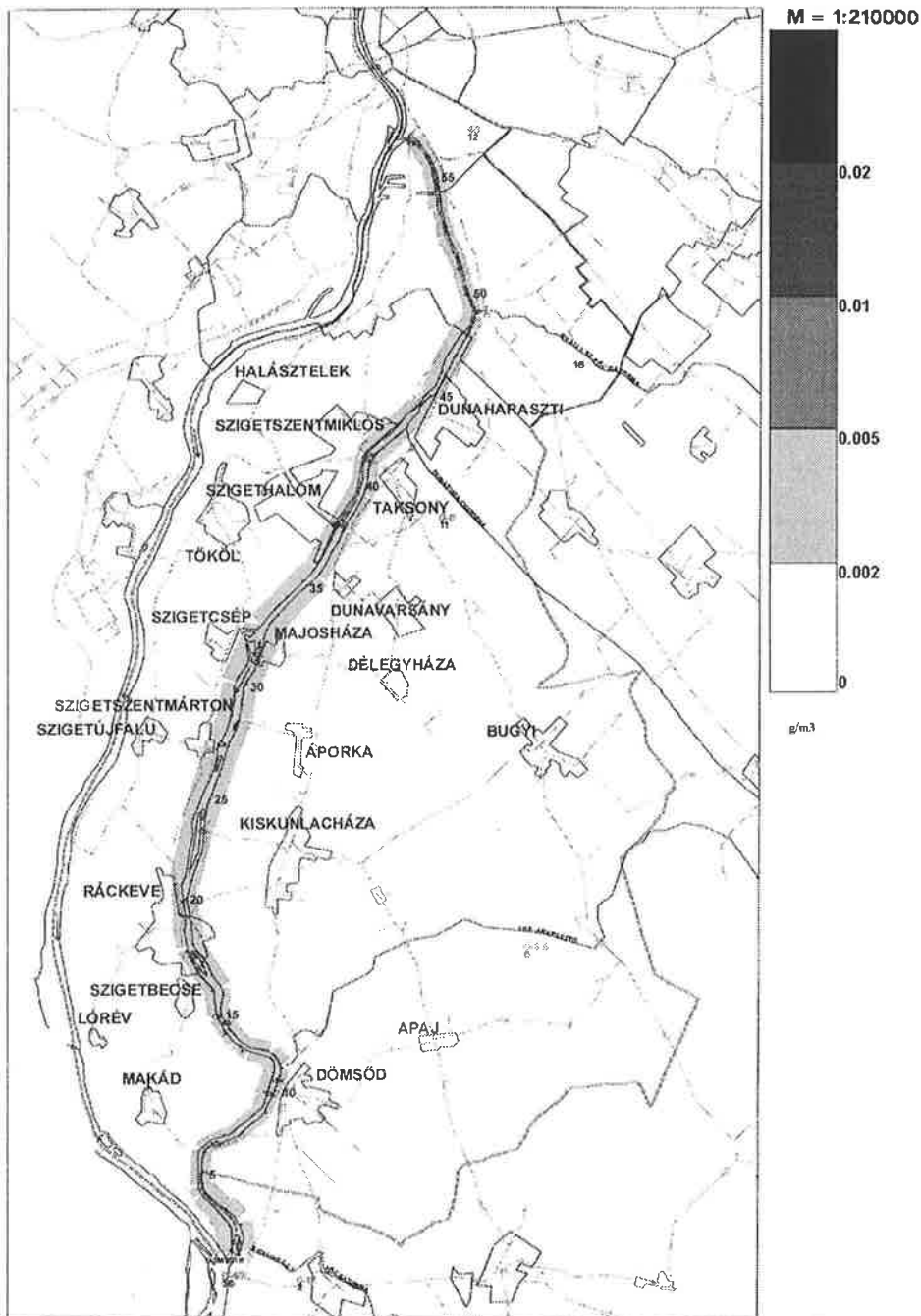
1. ábra. Ammónium koncentrációjának az eloszlása a jelenlegi állapotban



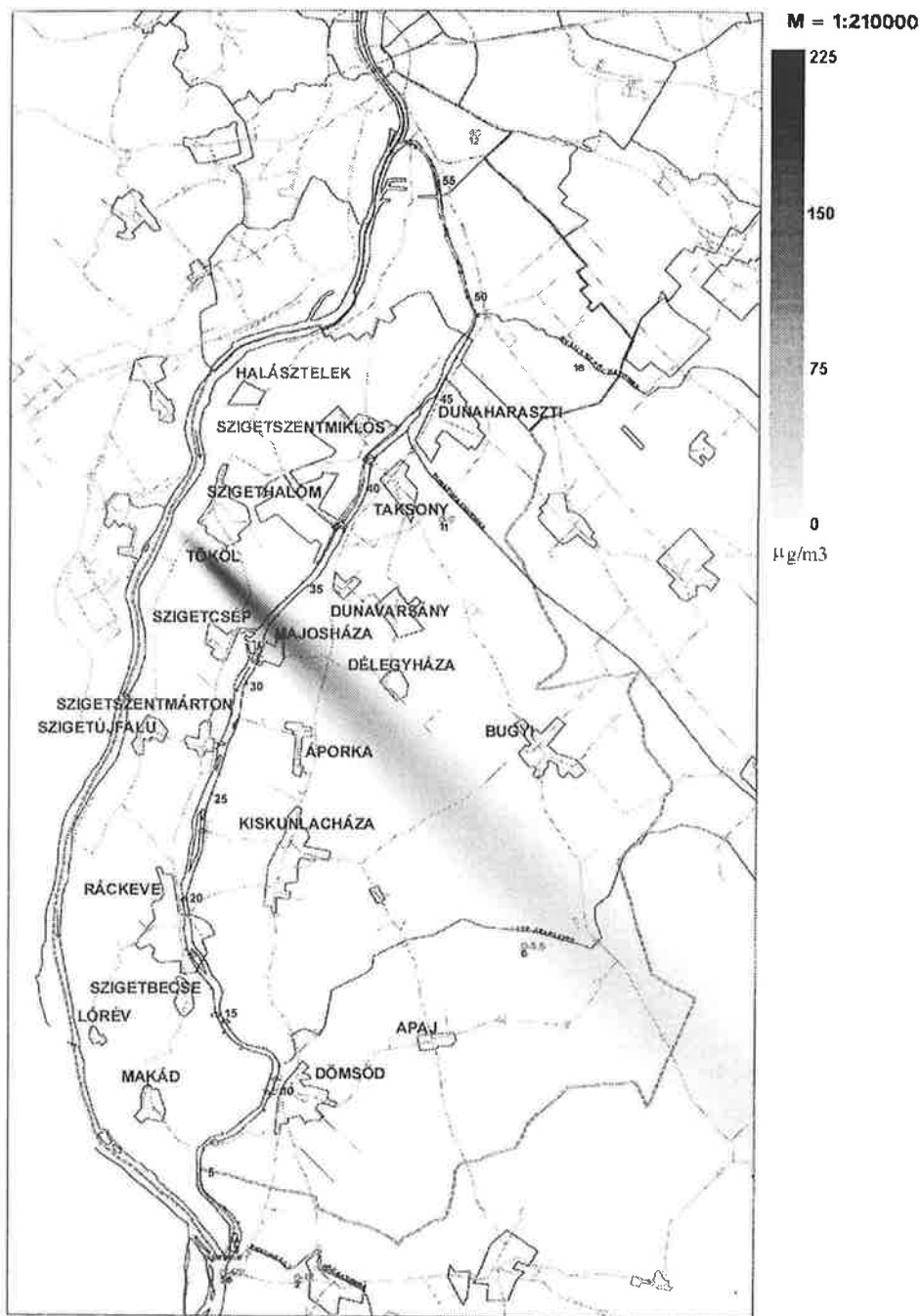
2. ábra. Ammónium koncentrációjának az eloszlása a DPSZ terhelése nélkül



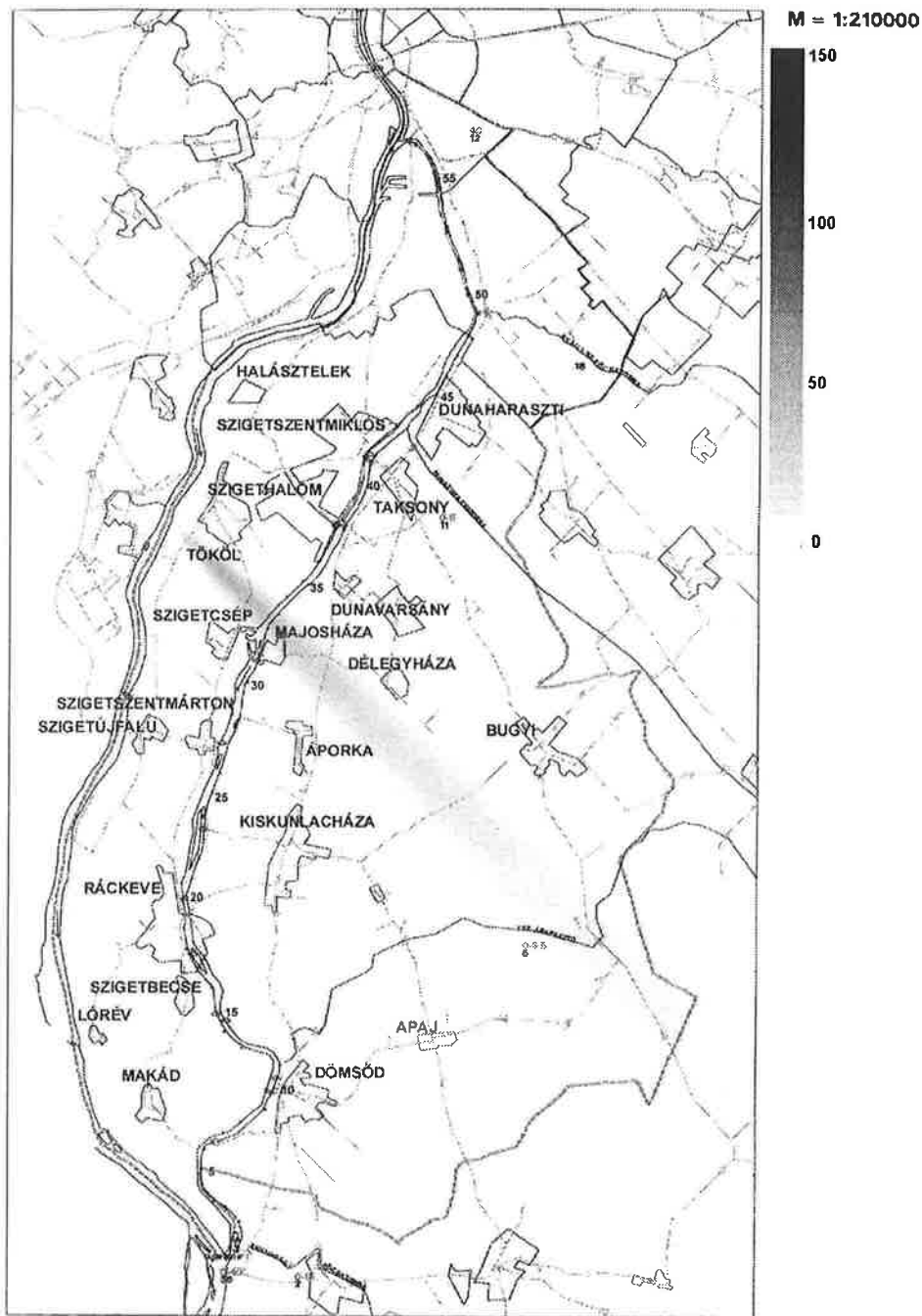
3. ábra. Fenolok koncentrációjának az eloszlása a jelenlegi állapotban



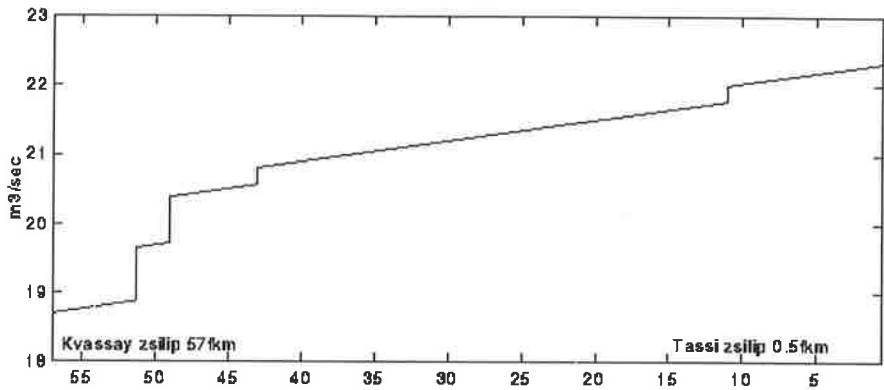
4. ábra. Fenolok koncentrációjának az eloszlása a DPSZ terhelése nélkül



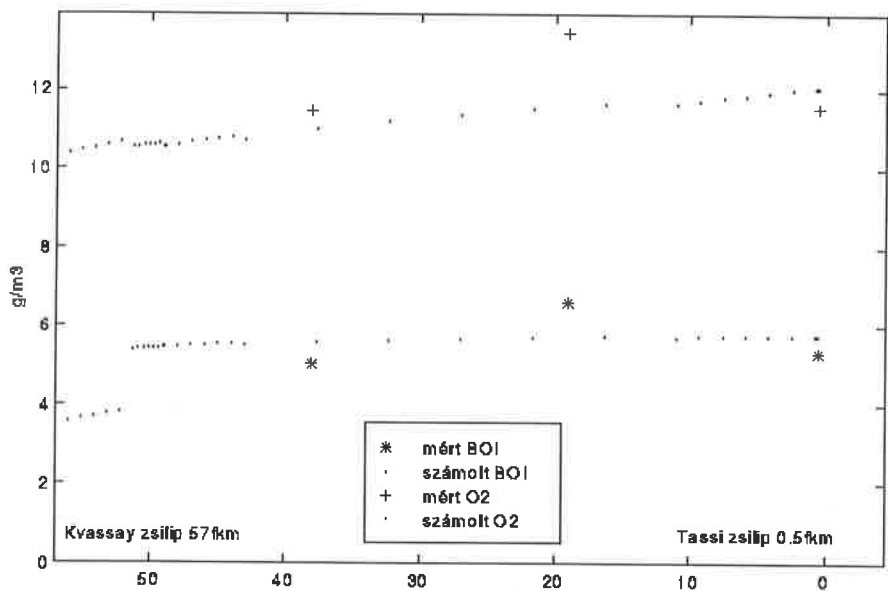
5. ábra. Nitrogén-oxidok, nem-fűtési félév, nappali időszak

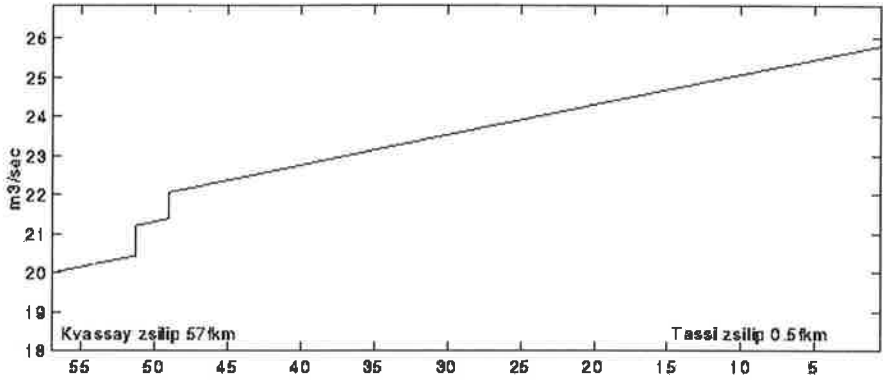


6. ábra. Szilárd nem-toxikus, nem-fűtési félév, nappali időszak

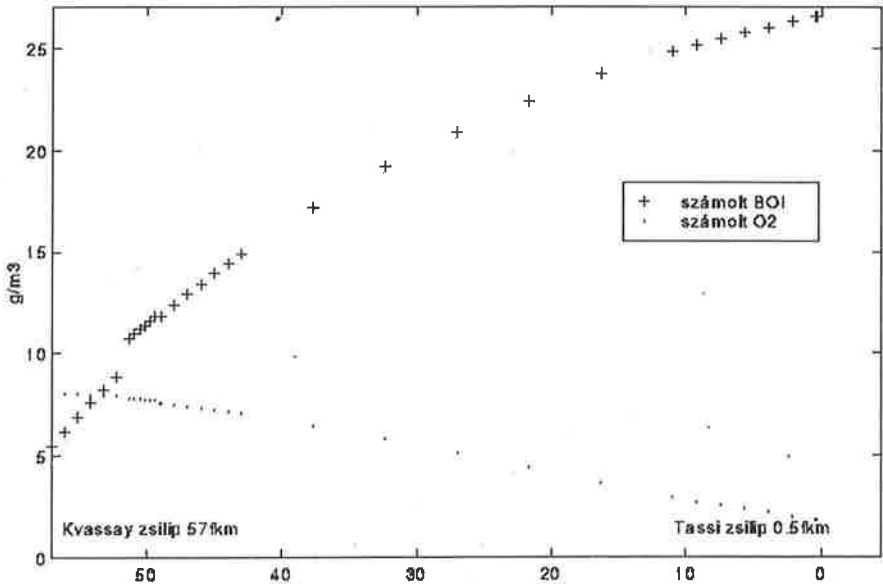


7. ábra. Éves átlagos vízhozam

8. ábra. Éves átlagos BOI és O₂



9. ábra. Szélsőséges vízhozam

10. ábra. Szélsőséges BOI és O₂

MODELLING OF THE WATER QUALITY OF THE RÁCKEVE-SOROKSÁR
BRANCH OF THE RIVER DANUBE BY APPLYING MULTIPLE CRITERION
DECISION METHODS

Decision methods applied for an environmental problem are described for modelling the water quality of a branch of the Danube, south of Budapest (Ráckeve-Soroksár branch). The applied decision technics consist of the following steps: modelling of pollution transport and other dynamic processes, identification of control points, plans and possible measures, creation and solution of models, visualization of the results etc.

