

Debreceni Egyetem
Műszaki Kar
Környezet- és Vegyészmérnöki Tanszék



**Egy termálfürdő használt vizének vizsgálata,
felszíni vízfolyásba való bevezetésének
modellezése, és a fellépő környezetterhelések
minimalizálásának lehetőségei**

Készítette: **Hévizi Márton** környezetmérnök BSc hallgató

Belső konzulens: Dr. Bodnár Ildikó

Külső konzulens: Szűcs Péter

Tanszékvezető: Dr. Bodnár Ildikó

Debrecen
2013.

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék.....	2
1. Bevezetés.....	4
2. Geotermikus energia, termálvizek.....	5
2.1. A termálvíz-gazdálkodás részfolyamatai, környezeti hatásai.....	5
2.1.1. Kitermelés	5
2.1.2. Termálvíz felhasználása	7
2.1.3. Használt víz elhelyezése.....	8
2.2. Termálvizek minősítésének módszertana.....	9
2.3. Használt termálvizek felszíni vízfolyásokba vezetésének kockázatai	10
2.3.1. Sóterhelés	10
2.3.2. Hőterhelés.....	11
2.3.3. Oxigén deficit	13
2.4. Termálvíz készletek Magyarországon.....	13
3. Vizsgált terület jellemzése	14
3.1. A Csepel sziget természetföldrajzi leírása.....	14
3.2. Ráckevei (Soroksári) Duna vízminőségi és hidrológiai jellemzői.....	16
3.3. Csepeli Strandfürdő bemutatása	17
3.4. Jogszabályi környezet, követelmények, határértékek	18
3.4.1. Natura 2000-es rendelet	18
3.4.2. Vonatkozó emissziós határérték	19
3.4.3. Vonatkozó imissziós határérték.....	19
4. Saját vizsgálatok.....	20
4.1. Hőmérsékletmérések	20
4.2. Kémiai vizsgálatok.....	22
4.2.1. MultiLine P4 elektroanalitikai mérőbőrönddel végzett mérések	22
4.2.2. Összes szerves szén mennyiségének meghatározása Shimadzu TOC-VCPN készülékkel	25
4.2.3. Biológiai oxigénigény mérés OxiTop típusú manometrikus készülékkel	25
4.2.4. DIONEX ICS-3000 típusú ionkromatográffal végzett mérések	27
5. Szennyeződésterjedési modellek felállítása	29
5.1. Összes sótartalom változásának modellezése	30
5.2. Hőterhelés modellezése	35

5.3. Oldott oxigén háztartás modell	37
6. Következtetések, javaslatok	41
6.1. Határérték túllépések összesítése és hatásaik értékelése	41
6.2. Jogi lehetőségek	43
6.3. Műszaki lehetőségek (BAT)	44
7. Összegzés	48
8. Irodalomjegyzék.....	49

1. Bevezetés

A termálvizek vizsgálata iránti érdeklődésemből fakadóan a 6 hetes nyári szakmai gyakorlatomat a Közép-Duna- Völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségnek a vízminőség-védelmi Osztályán töltöttem. Ezen belül egy hetet a Budapest Gyógyfürdői és Hévízei Zrt., vízminőség-vizsgáló Laboratóriumában. Itt lehetőségem nyílt tanulmányozni és bejárni a főváros valamennyi gyógyfürdőjét. Megismertem azok üzemrendjét, vízkezelését, és a Dunába vezetett szennyvizek paramétereit. Majd ezekből kiindulva, részletes vizsgálat céljából a Csepeli Strandfürdőre esett a választásom. Ez ugyanis Budapest környezet-kockázati szempontból leginkább problémás termálfürdőjére. A csepeli strand, Ráckevei (Soroksári)-Dunába (továbbiakban: R/S/D) bebocsátott használt termálvizének mennyisége, kémiai összetétele, hőtartalma és a terület Natura 2000-es védettsége egyaránt indokoltta teszik egy régóta esedékes, átfogó állapotértékelés elkészítését.

A dolgozatomban különböző analitikai eljárások segítségével feltárom az elfolyó termálvíz kémiai összetételét és fizikai tulajdonságait. A megkapott paramétereket értékelem az esetleges környezeti hatásaik függvényében, és összevetem a jelenleg hatályos jogszabályokban megállapított határértékekkel.

Ezen tényezők tudatában, a szennyezés-terjedési folyamatok megismerése érdekében modelleket állítok fel, melyekkel további lehetséges környezetterhelésekre próbálom fényt deríteni. Ugyanakkor a modellezés mellett fontosnak tartottam annak valódi mérésekkel történő alátámasztását is. Ezért több esetben is szakaszos méréseket végeztem, melyekkel szintén az egyes transzmissziós folyamatokat követhetem nyomon. A két módszer jól kiegészíti egymást, mivel a tapasztalati mérés a ténylegesen valódi viszonyokat tükrözi, ezzel szemben a modell egy rugalmas szimulációt jelent, melyben az egyes paraméterek megváltoztatásával különböző scenáriókat állíthatunk elő, és vizsgálhatjuk azokat.

Az így megkapott hatásfolyamatok ismeretében meghatározom a fürdő tevékenységének környezetvédelmi szempontból vett leginkább aggasztó szegmenseit. Végezetül pedig javaslatokat teszek az esetleges környezetterhelések minimalizálására, mind jogi, mind műszaki szemszögből, figyelembe véve a legjobb elérhető technológiák (BAT) alkalmazhatóságát.

2. Geotermikus energia, termálvizek

Mint azt tudjuk, Földünk hőmérséklete a középpontja felé haladva folyamatosan növekszik. Ez a jelenség az úgynevezett geotermikus energia. A növekedés üteme átlagosan 100 méterenként 3 °C. Azonban a Föld jól elkülöníthető geológiai zónáit vizsgálva jelentős szórás figyelhető meg. A pajzsokon, vagyis a kontinensek ősi, konszolidálódott táblás területein nem ritka, hogy 100 méterenként lefelé haladva a hőmérsékletnövekedési értékek még az 1 °C-t is alig érik el. Másutt – mint pl. Magyarországon – ez az érték 6-8, esetenként pedig még több fok is lehet [7]. Az utóbbi kategórián belül megkülönböztetünk aktív és passzív geotermikus övezeteket. Az aktív területen napjainkban is működő vulkáni és tektonikus tevékenységek zajlanak. Ilyen például Új-Zéland, Kalifornia, Kamcsatka és a Hawaii-szigetek. Magyarország a passzív területek közé tartozik, itt viszont a világviszonylathoz képest igen előkelő helyet foglal el [8].

A Nap fizikai hatásainak következtében keletkező megújuló energiaforrásokkal (biomassza, szél, vízmozgások) szemben, a legfontosabb különbség abban áll, hogy a geotermikus energiánál az energia (földhő) a talaj mélységi radioaktív kőzeteinek (U, Th, K) bomlásából származik. A talaj ilyen jellegű felfűtöttségét a geotermikus gradienssel (°C/km), illetve ennek reciprokjával, a hőfoklépcsővel (km/°C) jellemezhetjük. Általánosságban az a fluidum (víz), amit a föld belsejében a geotermális energia felmelegít, és onnan különböző módszerekkel és különböző célok érdekében (energetikai, mezőgazdasági, balneológiai) kitermelünk, termálvíznek nevezzük [1].

2.1. A termálvíz-gazdálkodás részfolyamatai, környezeti hatásai

A termálvíz-gazdálkodást az idő függvényében 3 részre oszthatjuk. Az első szakasz a kitermelés előkészítése és maga a kitermelés. Ezután jön a felhasználás, ami a víz tulajdonságaitól (hőmérséklet, nehézfém tartalom) függően igen sokrétű lehet. Végezetül gondoskodni kell a hulladék termálvizek környezetbarát elhelyezéséről.

2.1.1. Kitermelés

A kitermelés előtt a területet ki kell vonni a művelés alól, és, ha szükséges, tereprendezést kell végrehajtani. Ilyenkor környezetkárosítás általában még nem tapasztalható, csupán az élővilág megzavarása. A fúrás során azonban már jelentős zajhatás tapasztalható, mely ellen védekezni szükséges mind a dolgozók egészségének,

mind a környezet állapotának megóvása miatt. A fúrás során felszínre került fúróiszapot szitákkal, hidrociklonokkal, centrifugákkal, ülepítőkkal meg kell tisztítani, majd lehetőség szerint újra kell hasznosítani. A leválasztott iszapszerű anyagot és mosóvizet környezetbarát módon kell tárolni és ártalmatlanítani megfelelő vegyszerekkel. Az öblítő iszapot a nagyméretű szilárd anyagok leválasztásával újra lehet hasznosítani, melyet egy későbbi fúrásnál fel tudunk használni. Ha nem alkalmaznak újra használatot, akkor víztelenítve a nagy sótartalma miatt veszélyes hulladékként kell kezelni. A környezetkímélőbb munka érdekében célszerű inkább a zárt rendszerű fúró használata és a különböző szennyvizek elkülönített gyűjtése [12].

A gyakorlatban két féle termál kút típust különböztetünk meg: a pozitív és a negatív vízkivételűt. A pozitív kutaknál a víz magától, szabad kifolyással jut a felszínre melyet a közettömegek rétegnyomása, valamint a víz gáztartalma tesz lehetővé. Ezzel szemben a negatív kutaknál nekünk kell különböző szivattyúkkal, kompresszorokkal megoldani a víz felhozatalát. Az évek során a pozitív kutak vízhozama csökkenhet. Mindaddig, míg negatívvá nem válnak, és mint ilyeneknél immáron csak a gépi kitermelés válik lehetségessé. Hasznosítható vízhozamnak nevezzük azt a legnagyobb térfogatáramot, mely mellett a kút állandó üzemben, vízbázis károsodás nélkül működik. Ennek értékét az illetékes vízügyi hatóságok hivatottak meghatározni. Negatív rendszereknél a víz kitermelése történhet kompresszorral vagy hőszivattyúval. Kompresszor alkalmazása során levegőt vagy metángázt juttatnak le a kútba, ami keveredve a vízzel, lecsökkenti annak a sűrűségét. Ennek következtében a rendszer pozitív kútként viselkedik és víz kifolyik a terepszint felé. A kompresszoros megoldás hátrányai az alacsony hatásfok és a kényes gépi berendezések hosszú üzemidőn való gyakori meghibásodásai. Éppen ezért a kompresszoroknál sokkal gyakoribb a bűvárszivattyúk alkalmazása [3].

A kitermelés során a termálvízből a parciális nyomás megváltozása hatására metán szabadul fel, melynek 15 térfogat%-os jelenléte már komoly robbanásveszélyt jelenthet. A metán koncentráció csökkentése érdekében tehát fontos a munkahelyszín levegő ellátásának és jó szellőztetésének biztosítása vagy különböző gázleválasztók alkalmazása. A termálvízben lévő CaCO_3 tartalom oldatban tartását a CO_2 biztosítja. A felhozatal során azonban a megváltozó nyomásviszonyok miatt a csövek belsején CaCO_3 kicsapódás és lerakódás (vízkő) jelenhet meg. A kicsapódás megakadályozása érdekében vegyszeres (polifoszfát) kezelést alkalmaznak, a lerakódások pedig

savazással oldhatók fel. Ezen kívül a szabad, agresszív CO₂ korróziót is okozhat a különböző szerelvényeken. Ezért rendkívül fontos a megfelelő anyagválasztás [12].

2.1.2. Termálvíz felhasználása

Sokféle szempontot ismerünk, mely szerint csoportosítani tudjuk a termálvizet a lehetséges felhasználás tekintetében. Ezek közül a legelterjedtebb a fluidum entalpiája szerinti csoportosítás. Országoként más és más hőmérsékletű rétegvizet tekintenek termálvíznek. Magyarországon a 30 °C-os határ az, amin felül már termálvízről beszélhetünk. Ez az érték a környező országokban rendszerint alacsonyabb. Termálvizeink hőmérséklet és entalpia szerint három csoportokba sorolhatók, mely szerint ismerünk kis-, közepes- és nagy entalpiájú vizeket. Elmondható azonban, hogy itt is lényeges eltérések lehetnek egyes országok szabványai között [9].

A geotermikus energia által felmelegített fluidum mindazonáltal egy relatíve alacsony hőmérsékletű anyag, melynek, mint olyannak nagy távolságra való szállítása nem gazdaságos. Tehát csak ott érdemes kútat fúrni, ahol igény illetve szükség van az ilyen jellegű energiaforrásra; vagy a felhasználót kell a vízkivétel helyére telepíteni. A kút közelében elhelyezendő az esetleges víztározók, gáztalanítók és különböző vízkezelő berendezések. Fontos alapelv, hogy a kútból csak annyi vizet szabad kitermelni, amennyit az adott időben hasznosítani is tudunk. A huzamosabb indokolatlan vízkivétel a vízhozam-csökkentő tulajdonsága mellett a másik negatív hatása, hogy fokozza a hulladékvíz elhelyezésének problémáját [3].

Energetikai felhasználás

A termálvizek energetikai célú felhasználásának a hőmérséklet függvényében alapvetően két fajtája van. Az egyik a közvetlen hő-hasznosítás, mely során a termálvíz közvetlenül, átalakítás nélkül kerül felhasználásra. A másik az elektromos energiatermelés, melynek során a geotermális folyadék energiáját alakítjuk át elektromos energiává [8]. A geotermikus rendszerek üzemeltetése során gyakorlatilag nem kell számolni jelentős környezetszennyezéssel, hiszen a kitermelt víz változatlan kémiai összetételben kerül vissza víztározó rétegbe. Mindössze arra kell ügyelni, hogy a megfelelő rétegbe juttassuk vissza, mert különben a megcsapolt vízkészlet nyomása lecsökkenhet vagy el is apadhat [26].

Mezőgazdasági felhasználás

A termálvizek felhasználása a mezőgazdaságban rendkívül széles-körű lehet. Használhatjuk télen növényházak vagy fóliasátrak fűtésére, ha olyan növényeket szeretnénk termesztetni, melyek az egyenletes hőmérsékletet kedvelik egész évben. Alkalmas állattenyésztő üzemek, istálló fűtésére is, illetve kémiai összetétele ideális a haltenyésztésre is. További elterjedt alkalmazási területe a gabona, fűszerpaprika szárítása. Ilyenkor a forró vizet csőrendszerekkel, technológiától függően a betakarított növény alá vagy közé vezetik és így érik el a szárító hatást. Végül használják még a feldolgozóüzembe beérkezett növények mosóvizeként is [2].

Balneológiai felhasználás

Azt a felszín alatti vizet melynek oldott ásványi anyag tartalma meghaladja az 500mg/l-t ásványvíznek nevezzük, és legtöbbször ivóvízként használjuk. Azok a felszín alatti vizek, melyek klinikai tesztek után bizonyítottan gyógyhatással rendelkeznek, gyógyvíznek nevezzük. Ezek általában 30 C-nál melegebbek, tehát egyúttal termálvizek is. Magyarország gazdag termálvíz készlete miatt nagy múltra visszatekintő fürdőkultúrát tudhat magáénak. Külföldön nem ritka, hogy a vizek hőmérséklete nem éri el a 30°C-ot. Ilyenkor melegítéssel teszik alkalmassá a fürdőzésre [27].

2.1.3. Használt víz elhelyezése

A használt termálvizeket használat után rendszerint közcsatornákba, vízfolyásokba, esetleg tavakba, víztározókba vezetik. Általánosságban elmondhatjuk, hogy a hévizek összes oldott sótartalma magas. Ezen belül pedig a Na-tartalom a kiemelkedő. Ezen értékek általában nem teszik lehetővé a felszíni vízbe való bevezetést. A jelenlegi szabályozás szerint a közcsatornán elvezetett víz összes oldott só tartalma adott területi kategóriától függően nem haladhatja meg a 1,5-3 g/l koncentrációt. A túl nagy sókoncentráció a szennyvízkezelő berendezésekre jelenthetnek terhelést a sók kiválása, lerakódása (vízkő) és a korrózió elősegítése miatt. A kibocsátási érték felszíni vizekbe történő bevezetés esetén 1-2 g/l. A különböző termálvizek az elvezetés módjától függően más és más hatást gyakorolnak a környezetükre. A magas hőmérséklet serkenti a szerves anyag termelődését, ami a csatorna vízi növényzetének elburjánzását, feliszapolódását okozhatja. Romlik az oxigén vízben való oldhatósága és a vízi szervezetek elpusztulhatnak. A nagyobb szennyvíztermelő létesítményeknél ma már hűtőközbeiktatásával hűtik 40 C alá a használt vizet. Ha pedig a vizet öntözésre is

használják úgy, az összes sótartalmának nem szabad meghaladnia az 500 mg/l koncentrációt, mivel a magas Na tartalom a talajok szikesedését indíthatja el. A jelenleg ismert legmodernebb technológia a használt termálvizek visszasajtolásán alapszik. Ez esetben a beruházási költségek nagyobbak, viszont fenntarthatjuk vele a megfelelő rétegenergiát [28].

2.2. Termálvizek minősítésének módszertana

A víz a természetben sohasem vegytiszta állapotban fordul elő. Elsősorban eredete határozza meg az összetételét. A vízben lévő szennyezők alapvetően lehetnek szervetlen elemek, vegyületek, vagy szerves molekulák. A szervetlen anyagok nagy része a földkéregből származik, míg a szerves anyagok leggyakrabban emberi tevékenység által jutnak az élővízbe. Ezek közül néhánynak már kis mennyiségben is komoly hatásai vannak, a legtöbbnek viszont csak egy bizonyos határérték felett kell számolni a környezeti hatásaival. Leggyakoribb vízben oldott anyagok: H, Na, Fe, Cl, O, K, Mg, Br, C, Ca, P, J, N, S, F, Si, illetve ezek vegyületei. A szennyezők igen sokfélék lehetnek, és változatosan hatnak a különböző élő szervezetekre. A vízben lévő szennyezőanyagok lehetnek oldott és oldhatatlan formában. A problémákat elsősorban az oldott anyag tartalmak jelentik [11].

A termálvizek vizsgálata, minősítése és törzskönyvezése – különösen a magas sótartalmú vizeknél – nem rutinszerűen végzendő, összetett szakmai feladat. Mivel minden termálvíz összetétele egyedi, ezért a mérési eredményeket zavaró komponensek hatásának kiküszöbölése a víz összetételének függvényében változó. Ha ugyanis egy mintát, egy nagy sorozat részeként elemzünk, akkor nagy az esély rá, hogy nem derül fény az esetlegesen mérést befolyásoló összetevők jelenlétére, és a mérés valószínűleg hibás lesz. Az előbbieket alapján, tehát elmondhatjuk, hogy, ha pontos eredményeket szeretnénk kapni, akkor minden termálvíz mintát egyedileg kell kezelnünk, melynek lépései a következők:

- A vízminta származási helyének egyes tulajdonságai (földrajzi, geológiai, kútmélység) alapján meghatározzuk a fő vizsgálandó paraméterek körét.
- Ezen mérések során különös figyelmet fordítunk az ismert zavaró források kiküszöbölésére.

- A víz így megkapott alap paraméterei alapján és a tervezett felhasználási terület függvényében döntünk a további vizsgálandó összetevők köréről és vizsgálati módszerükről [24].

Fizikai vízminősítés összetevői:

- hőmérséklet, hőhártartás;
- lebegő anyagok szemcsemérete;
- színváltozás, áttetszőség és fényviszonyok;
- áramlási viszonyai;

Kémiai vízminősítés összetevői:

- oldott anyagok ionmennyisége;
- lebegő és emulgeált anyagok minőségi és mennyiségi (KOI, BOI) viszonyai, oldott oxigén (O_2), a széndioxid (CO_2), kénhidrogén (H_2S) meghatározása;
- pH értékének (savas, semleges vagy lúgos) vizsgálata;
- szervesetlen és szerves szennyező anyagtartalom és az üledék összetétele;
- nyomokban előforduló vegyszerek (gyógyszer-alapanyagok, gyom- és rovarirtó szerek és más toxikus anyagok) kimutatása.

Biológiai vízminősítés összetevői:

- szaprobitás (szerves anyag tartalom),
- troficitás (szervesetlen tápanyagtartalom),
- toxikus anyag tartalom [25].

2.3. Használt termálvizek felszíni vízfolyásokba vezetésének kockázatai

A használt termálvizek származási helyétől függően más és más szennyezőanyagokat tartalmaznak, és ennek függvényében hatnak a befogadóra. A legtöbb termálvízben magas sótartalom valószínűsíthető. Némelyikben pedig nehézfémek, illetve szerves anyagok is koncentrálódhatnak.

2.3.1. Sóterhelés

A hévizek sótartalma általában jóval eltér a befogadóétól. Ha ezek nagy mennyiségben, megfelelő hígulási viszonyok megléte nélkül jutnak a felszíni vízbe, akkor ökológiai

károkkal kell számolnunk. A sóterhelés a magasabb rendű fajokra nem jelent veszélyt. Hatása inkább a növények anyagcsere folyamataiban jelentkezik. A megnövekedett tápanyagmennyiség hatására eutrofizáció (algásodás) léphet fel, de kémiai összetételtől függően a szerves mikro szennyezők koncentrációjának növekedése is problémát okozhat (biomagnifikáció, toxikus hatások). A folyamatos sóterhelés hosszú idő alatt akár meg is változtathatja a befogadó ökoszisztéma faji összetételét. A vízhasználatot szintén befolyásolja a sótartalom, mégpedig a nátriumtartalom keresztül, ugyanis a magas nátrium tartalmú vizek nem használhatók öntözésre, szikesedést okozó hatása miatt [19].

2.3.2. Hőterhelés

A hőszennyezés egyfajta vízszennyezésnek fogható fel. Igaz, hogy nem juttatunk be szennyezőanyagokat a rendszerbe, de hatásai révén a hőmérsékletnövekmény káros lehet a víztestre. Károsíthatja a vízi szervezeteket és korlátozhatja a vízhasználatot is. A befogadó víz hőmérsékletének növekedésével megváltozik a sűrűsége is ezért ún. hőcsóvák jöhetnek létre. Ezeken a helyeken tartósan káros hőtöbblet alakul ki. Egy másik lényeges veszélyforrás a bevezetés utáni oxigénveszteség. Ez akkor jön létre, ha a melegebb hőmérsékletű (tehát könnyebb) víz szétterül a víztest felületén. Ennek következtében oxigén túltelítettség lép fel, mely során a vízben oldott oxigén a légkörbe távozik. A veszteség mértéke olykor 4-5 mg/l is lehet. Fokozott párolgás lép fel és az oldhatóság megnő, tehát állóvizekben, vagy igen lassú vízfolyásoknál növekszik a víz összes oldott sótartalma. A hőmérséklet növekmény egyrészt közvetlenül befolyásolhatja a vízi flóra és fauna anyagcseréjét, másrészt közvetetten, úgy, hogy megnöveli a toxikus anyagok oldhatóságát, és a disszociációs egyensúlyt kedvezőtlen irányba tolja el. A vízi szervezetek magasabb hőmérsékletű közegben sokkal érzékenyebbek a toxikus anyagokra. Ilyenkor kisebb koncentrációban is veszélyesek lehetnek ezek az anyagok. A hő szennyezés kedvezőtlen fiziológiai hatásait a következőképpen foglalhatók össze:

- közvetlen hőhalál
- életjelenségi zavarok (fotoszintézis fokozódása, légzésszám emelkedése, egyedfejlődési rendellenességek),
- egyes táplálékszervezetek eltűnnek az oxigénhiány miatt,
- mérgezéssel szembeni csökkent ellenállás,

- zavarok a szaporodásban,
- a populáció összetétele megváltozik,
- a hőhatás kedvez a kékalgák elszaporodásának, melyek közül pár faj az egészségre káros, valamint íz és szagrontó hatású [11].

Az, hogy egy adott élőlényben mekkora kárt tesz a hőhatás alapvetően három tényezőtől függ. Az adott élőlény toleranciatartományának nagyságától, a hőlépcső értékétől és az expozíciós idő hosszától. A hőmérsékletváltozást minden élőlénycsoport más és más mértékben tolerálja. Ezt a fogalmat hőtűrésnek nevezzük. Egyesek jobban bírják a hőmérsékletváltozást, őket nevezzük tágtűrésűeknek. Mások csak szűkebb hőmérséklet tartományban tudnak huzamosabb ideig életben maradni. Ők lesznek a szűktűrésűek. Hőterhelés vizsgálatánál igen fontos paraméter a hőlépcső (ΔT). Ez az érték a bevezetett és a befogadó víz hőmérsékletének különbsége. A hőlépcső télen rendszerint nagyobb, mivel a befogadó hőmérséklete ilyenkor jobban lecsökken, mint a bevezetett szennyvízé. Végezetül fontos az expozíciós, vagyis kitettségi idő, amely szintén nagymértékben tudja befolyásolni a többlet hő hatását a vízi szervezetekre. A Dunában a $T_{\max}$ -ra 30 °C-os, a ΔT értékére pedig nyáron 11 °C-os, télen pedig 14 °C-os határértékek az irányadók [18].

	A kifolyó környékén maximálisan tolerálható hőmérséklet (°C)		
Élőlénycsoport	Nyár	Ősz-Tavaszi	Tél
Bakterioplankton	40	20-30	10 – 15
Fitoplankton	28	18-25	12
Zooplankton	30	25	15-17
Makro gerinctelenek	28	28	28
Halak	30	25	15

1. táblázat: Maximálisan tolerálható hőmérsékletek az évszakok függvényében [forrás: 18]

Elmondható azonban, hogy egyes esetekben megfigyeltek már hőterheléssel összefüggő pozitív környezeti hatásokat is. Kis mennyiségű pozitív hőmérsékletváltozás serkentőleg hat a vízi szervezetekre. Néhány ilyen helyen szaporulatnövekedést figyeltek meg a bevezetés hatására. Mesterséges tavakban szaporítási célra is használják, a hulladékhő használatának egy igen hatékony módja. Egy bizonyos fokig növekszik a természetes öntisztulás sebessége a folyókban, és a megemelt hőmérséklet miatt késik vagy elmarad a téli befagyás. Az ipari szennyvizek által a hőszennyezés napjainkban is növekszik és a legaggasztóbb vízszennyező hatások között tartják számon [11].

2.3.3. Oxigén deficit

A vizeink oldott oxigéntartalma a vízminősítés egyik legfontosabb paramétere. A vízi ökoszisztéma állapota nagyban függ a vízben oldott oxigén jelenlétének mennyiségétől. Az oxigéntartalmat befolyásolják fizikai, kémiai és biológiai folyamatok is egyaránt. Ezen változók két részre oszthatók. Míg egyesek növelik az oxigén mennyiségét, mások lecsökkentik azt. A két folyamat közötti viszonyokat az oxigén mérleg írja le. Ha a befogadó víztestbe magas szerves anyag koncentrációjú szennyvíz jut, akkor a mikroorganizmusok ezt egyből elkezdik lebontani. A lebontási folyamatok alatt a baktériumok az anyagcsere folyamataik fedezésére nagy mennyiségű oxigént használnak fel. Ezen folyamat eredményeképpen oxigénhiányos állapot alakulhat ki a víztestben, amely nagy veszélyt jelent annak élővilágára [3].

2.4. Termálvíz készletek Magyarországon

Míg a geotermikus gradiens földi átlaga $25\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{km}$, a földfelszínre jutó hőáram-sűrűsége pedig $50\text{ kW}/\text{km}^2$ körül mozog, Magyarországon ezen értékeknek kb. a kétszerese figyelhető meg. Ezt a számot az ország egész területére vetítve $9,3\text{ GW}$ összteljesítményt kapunk, mely a Paksi Atomerőmű teljesítményének több mint 4500-szorosa [1]. Elmondhatjuk tehát, hogy Magyarország, méretéhez képest jelentős geotermikus energia készlettel rendelkezik. Az ország területének kb. 40%-án fellelhető valamilyen hőmérsékletű termálvíz. A becslések szerint ez a mennyiség 300 milliárd m^3 -re tehető, amiből 50 milliárd m^3 ki is termelhető a ma ismert technológiákkal. A legutóbbi adatok szerint hazánkban mintegy 620 termálkút van, melyek vizének hőmérséklete meghaladja a $35\text{ }^{\circ}\text{C}$ -t. Ezekből pedig 180 db azoknak a száma, amik még a $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ -t is elérik, illetve meghaladják azt. Az ország területén alapvetően két regionális méretű hévíztározó rendszer (rezervoár) található. Az egyik a felső pannóniai porózus, üledékes (homok-homokkő) rétegekből álló rendszer a másik a triász korabeli repedezet, hasadékos, részben karsztosodott főleg karbonátos kőzetek alkotta tároló rendszer. A termálkútjaink többsége, mintegy 70%-a a felső pannóniai; 20%-a triászi; és a maradék 10% egyéb földtörténeti korokban képződött lokális tárolókat csapol meg. A két nagy hévíztározó rendszer vízutánpótlási rendszerében is jelentős eltérések vannak. Míg a triász kori karsztos rezervoár folyamatosan utántöltődő (dinamikus) vízkészlettel rendelkezik, addig a felső pannóniai tározó vízkészlete statikus, tehát nincs aktív utánpótlása [3].

3. Vizsgált terület jellemzése

A Csepel sziget hazánk második legnagyobb szigete. A Pesti síkságon helyezkedik el, ami Magyarország nagytájaként tekintve még az Alföldhöz tartozik. A legnagyobb települése az északon fekvő, Kvassay zsíliptól egészen az M0-ás autópályáig tartó Csepel, amely Budapest XXI. kerülete. A Csepel szigetet a Duna és mellékága, a Ráckevei (Soroksári) Duna fogja közre. Északról Ferencvárossal, keletről Pesterzsébettel, dél-keletről Soroksárral, délről Szigetszentmiklóssal, délkeletről Budafok-Nagytéténnel, északnyugatról pedig Albertfalvával, Kelenfölddel és Lágymányossal határos [13].

3.1. A Csepel sziget természetföldrajzi leírása

Földtani szerkezet

Csepel, földtani arculatát csupán az utóbbi pár ezer évben nyerte el. A sziget aljzatát és egyben legrégebbi közetrétegét triázi mészkőréteg alkotja. Ezt követi egy harmadidőszaki felső-eocén mészkőréteg. A mészkő rétegen helyenként alsó-oligocén-korú homokkő réteg jött létre. Ilyen képződmény található a sziget keleti részén, elsősorban a Csepeli Strandfürdő alatt és annak környékén. Utána következik egy mindössze 5-6 méter vastagságú felső-miocén korú szarmata mészkő és egy felső-pannon idején keletkezett kőzetlisztes agyag, agyagmárga réteg. Végül ezeken helyezkedik el a nagy vastagságú negyedidőszaki pleisztocén kavics és homokréteg borítás. Ez szolgál ágyazatként az új pleisztocén terasz-kavics és lejtőtörmelék rétegnek, mely a földfelszíntől már akár pár méteres mélységben is megtalálható és a Ráckevei (Soroksári)-Duna felé haladva fokozatosan elvékonyodik. A térség hegységképző mozgásai napjainkra sem álltak meg. Viszonylag gyakoriak a kisebb földrengések melyek a Magyar-középhegységi nagyszerkezeti egység egy harmadrendű törésvonalának a közelben való elhelyezkedésének tudható be. A terület felszín alatti vízkészletekben gazdag. Fontos vízbázis a felső-pannon korú homokos réteg. Ezek ivóvíz minőségű, magas ásványianyag-tartalommal jellemezhető, kiváló rétegvizek. A Csepeli Strandfürdő az alsó-oligocén homokkő és felső-eocén mészkő rétegeket csapolja meg. A bizonyítottan gyógyhatású víz hőfoka 45-46 °C [13].

Éghajlat

Csepel az Alföld klímaterületéhez tartozik és mérsékelt meleg-száraz éghajlati viszonyokkal jellemezhető. Csapadékviszonyok tekintetében a szélsőségesen száraz területek közé soroljuk. A napsütéses órák száma 1900-2000 óra/év. A felhővel borítottság évi szinten 56-58% körül mozog. Az évi átlagos középhőmérséklet 10-10,5 °C. A leghidegebb hónap január, amikor az átlagos középhőmérséklet 1-1,5 °C-ra csökken, viszont a legmelegebb hónapban, júliusban 21-21,5 °C-ig kúszik fel. Ennek megfelelően az évi átlagos hőingás 23-24 °C.

A csapadékeloszlására – egész Magyarország területéhez hasonlóan – jellemző, hogy mennyisége és eloszlása kedvezőtlen. Az évi csapadékátlag 550-575 mm. Viszont a párolgás ennél jelentősen több 700 mm is lehet. Ebből következik, hogy az év nagy részében az alföldi területekre jellemző természetes vízhiányos állapot lép fel. A nyár általában száraz, aszályos [13].

Természeti értékek

Csepel területe rétekkel, legelőkkel, folyó-menti parkokkal jellemezhető kultúrtáj. A Duna budapesti szakaszának elszomorító ökológiai állapotával valamelyest ellentétben Csepel sziget jobb és bal partvonala viszonylag nagy életközösségnek örvend. Ennek is kiemelkedő jelentőségű fajösszetételét képviseli az R/S/D folyópártja. A folyóban a legelterjedtebb társulás a hínáros, melynek fő tagjai az alámerülten úszó nagy hínár és apró békalencse. A part felé haladva, a kisebb vízmélységgel a hínárosokat a nádasok váltják fel. A Hollandi úti szakaszra különösen jellemzők a fejlett állományú, dús nádasok, melyekben előfordul a gyékény és a zsombéksás is. A strand partvonalán mára az uralkodó növényzetet a nem őshonos, sárgaüstökű szomorúfüzek alkotják. A cserjeszínti növények közül a varjútövis és a galagonya, a lágyszárúak közül pedig a nefelejcs, iszalag, és a hamvas szeder előfordulása jellemző [13].

Az R/S/D szakasza meglehetősen gazdag fajösszetételű. A területen élő védettség alá tartozó fajok pontos listája a <http://natura2000.eea.europa.eu> oldalon érhető el. A terület olyan védett madarak fészkelő helye, mint a jégmadár, a vörös gém, a bölömbika, a fehér gólya, barna rétihéja, a haris, a balkáni fakopáncs, a fekete harkály, a törpegém, a barna kánya, a vörös kánya, a darázsölyv és a küszvágó csér. Az emlősök közül a vidra és a közönséges denevér reprezentálja magát. A hüllők tekintetében a vöröshasú unká, a mocsári teknőt és a dunai tarajosgötét kell megemlítenünk. A folyószakasz védett

halfajai közé tartozik a balin, a réti csík, a szivárványos ökle, és a lápi póc. Továbbá a terület jellemző védett növénye a hagymaburok [29].

3.2. Ráckevei (Soroksári) Duna vízminőségi és hidrológiai jellemzői

A Duna magyarországi szakaszán az RSD a második leghosszabb mellékága a maga 58 km-ével és 14 km² vízfelületével. A sziget menti mellékágak és holtágak további 32 km-t jelentenek. Az RSD vízhozama mesterségesen szabályozott az egész év során. Vízigyűjtő területe összesen 1800 km², három belvízrendszer befogadója; a Gyáli, a Duna-völgy északi és a Ráckevei – Duna-menti belvízrendszere [33]. Az RSD-be Kvassay-zsilipen keresztül 550-750 millió m³ víz áramlik évente. A víz sebessége szakirodalmi adatok alapján átlagosan 0,2-0,4 km/h. Míg a fő Duna-ág magasságkülönbsége a Kvassai és Tassi-zsilipek között 4-5 m, addig az RSD-nél ez a szám csupán 10-30 cm. Ennek köszönhetően nyáron 1,5-2,5 hét alatt, télen 3-5 hét alatt cserélődik ki a vízkészlete. A legfelső – vizsgált – szakaszon kb. 100 m-széles víztükrű, 50 m³/s elméleti vízz szállító képességű és átlagosan 2,8 m mélységű meder található. Az RSD legfontosabb gazdasági funkciója az öntözésre és a tógazdálkodásra való használat. Elmondható, hogy az RSD vízszintje többé-kevésbé egyenletes az év során. Az öntözési időny április 1-től szeptember 30-ig tart. Ekkor valamivel magasabban tartják a vizet, hogy az ki tudja elégíteni a többletigényeket. Aztán október 1-től március 31-ig újra alacsonyabb üzemi vízszintet tartanak [34]. A Közép-Duna Völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség adataiból az derül ki, hogy a Soroksári Duna szakaszán naponta több mint 8500 m³ 70%-ban megtisztított szennyvíz kerül bebocsátásra a parton elhelyezkedő ipari létesítményekből. A helyzetet tovább súlyosbítja a Dél-pesti szennyvíztisztító 80-90.000 m³/nap-os tisztított szennyvíz betáplálása. A folyóba vezetett szennyvizek minősége sajnos nem mindig tesz eleget a jogszabályokban előírt határértékeknek. Sótartalmuk jelentős és esetenként bakteriológiailag is kifogásolhatók. A mederüledékben helyenként nehézfémek (arzén, ólom) halmozódhatnak fel. Ezek a tényezők az RSD állóvízhez hasonlatos áramlási viszonyainál fogva különösen veszélyeztetik a víztestet. A lassú áramlás az idők alatt különleges társulásokat hozott létre, ilyenek például az úgynevezett úszólápok. Az elmúlt 20 év során az RSD szakaszán jelentős minőségromlás következett be, amely napjainkban egyre inkább veszélybe sodorja aktív- és ökoturizmusban foglalt versenyképességét. A medret mára helyenként 1-1,5 m vastag szerves anyagban gazdag iszap borítja (6-7 millió m³), köszönhetően a különböző ipari szennyvízbevezetéseknek és a csatornázottság

hiányának. A folyószakasz tarthatatlan minőségi állapotát reprezentálja az elmúlt évtizedben sorozatos kagyló-, csiga- és halpusztulások [33].

3.3. Csepeli Strandfürdő bemutatása

A soroksári Duna partján már a harmincas években is működött strand. A területen később a Duna vízminőség romlása miatt mélyfúrásokat végeztek és ennek következtében 1961-ben megépítették a fürdőt. A létesítmény 41.935 m^3 -en terül el és 4 medencéje van. Ezek: 1000 m^3 -es úszómedence (24°C), strandmedence 1680 m^3 (24°C), meleg vizes ülőmedence 250 m^3 (35°C), gyerekmedence 240 m^3 ($24\text{-}26^\circ\text{C}$) [10]. A fürdő üzemeltetője 2013-ig a Budapest Gyógyfürdői és Hévízei Zrt. volt. 2013 tavaszától ezt a posztot a csepeli önkormányzat tölti be. Ennek következtében a strand a téli időszakban is nyitva marad majd a tervek szerint. A strand kútjai:

- **I. számú hévízkút „sós kút” (megfigyelő kút):** Vízkitermelésre nem üzemel. Folyamatos vízszint megfigyelésre használják Mélysége 185 m.
- **B-19 kataszteri II. számú hévízkút:** A strand területétől északra, egy külön bekerített területen helyezkedik el. Mélysége 1135 m, hozama 1000-1300 l/perc, kitermelt víz hőmérséklete $44\text{-}45^\circ\text{C}$. A kút nyugalmi vízszintje pozitív. 1100 l/perc teljesítménnyel üzemel, felszínen kifolyással, szivattyú rásegítéssel. A kitermelt víz minősége: elismert ásványvíz (Csepel Gyöngye néven palackozzák is)
- **I. Aknakút:** A kút mélysége 5,5 m, hozama 1000 l/perc, nyugalmi vízszintje a csőperemtől -1,5 m. A zárt gépházban 2 db szivattyú, felváltva termeli ki a vizet. A kút a nagy gépházon keresztül 4 medence hidegvíz-igényét fedezi, továbbá az öntözővizet biztosít.
- **II. Aknakút:** A kút mélysége 5,5 m, hozama 1000 l/perc, nyugalmi vízszintje a csőperemtől -1,5 m. A zárt gépházban 2 db szivattyú, felváltva termeli ki a vizet. A kutakból kitermelt víz a gépházakban történő vízkezelés után kerül felhasználásra. Ellátott létesítmények: zuhanyzó, lábmossó (kis gépházon keresztül).

A medencék vizét éves leürítés alkalmával, továbbá a szűrők öblítő vizét ülepités után az RSD-be vezetik. A területen keletkező kommunális szennyvizet – egy bekötőcsatornán keresztül – a Hollandi úti közcsatornába vezetik.

A fürdő kitorkollásai az RSD-be:

- **termálkút túlfolyó (PVC):** Túlnyomás esetén, de rendszerint nem üzemelő kifolyó. A bejárásaim alkalmával egyik esetben sem folyt belőle víz, tehát a gyakorlati és az elméleti modell szempontjából is jelentéktelen. (47°24'30.39"É; 19° 6'5.11"K)
- **folyamatos kivezetésű cső (spirálhegesztett acél):** Számításaim és méréseim ezen kifolyó értékeire alapoznak. A csőben megközelítőleg állandó folyadékáram tapasztalható. Bejárásaim alkalmával kivétel nélkül meleg víz folyt belőle. (47°24'25.04"É; 19° 6'7.34"K)
- **szakaszosan üzemelő cső (beton):** Bejárásaim alkalmával egyszer sem üzemelt. A medencék teljes leeresztésénél használják. Ilyenkor egyszerre nagy mennyiségű szennyezőanyag kerül a vízbe, tehát más (inpermanens) számítási modellt kellene alkalmazni [36]. (47°24'23.09"É; 19° 6'8.20"K)



1. ábra: Csepeli Strandfürdő és dunai kivezetéseinek elhelyezkedése (forrás: Google Earth)

3.4. Jogszabályi környezet, követelmények, határértékek

3.4.1. Natura 2000-es rendelet

A 275/2004. (X. 8.) az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről című Kormány rendeletben – amely a Natura 2000-es védelem alá tartozó területeket, élőhelyeket és fajokat hivatott meghatározni – a Ráckevei Duna-ágat HUDI20042 terület kódon számon tartott jóváhagyott kiemelt jelentőségű természet-

megőrzési területek közé sorolja. A kiemelt jelentőségű természet-megőrzési terület definíciója a rendelet alapján: „Olyan közösségi jelentőségű terület, amelyen legalább egy kiemelt közösségi jelentőségű faj állománya, élőhelye vagy legalább egy kiemelt közösségi jelentőségű élőhelytípus található, amelyre a kiemelt jelentőségű közösségi fajok, illetve kiemelt jelentőségű közösségi élőhelytípusok természetvédelmi helyzetének helyreállítása, illetve fenntartása érdekében az e rendelet szerinti természetvédelmi előírások alkalmazandók.” Jóváhagyott Natura 2000 terület elnevezés pedig az alábbi követelményt határozza meg: „Olyan közösségi jelentőségű terület, amelyet az Európai Unió az élőhely-védelmi irányelv 4. cikkének (2) bekezdése szerinti bizottsági vagy tanácsi határozattal jóváhagyott, és a 11., illetve a 12. számú mellékletben szerepel.” A jogszabály tartalmazza továbbá a Natura 2000 területek lehatárolásának és fenntartásának lehetőségeit, a Natura 2000 területekre vonatkozó támogatásokat és kártalanításokat, továbbá a hatásbecslési dokumentáció tartalmi követelményeit [20].

3.4.2. Vonatkozó emissziós határérték

A technológiai kibocsátási határértékeket a 28/2004. (XII. 25.) a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól szóló KvVM rendelet adja meg. A 10/2010. (VIII. 18.) VM és e rendelet közös hibája az, hogy nem határoz meg külön vízminőségi követelményeket a vízfolyásban illetve a bevezetett vizet illetően a Natura 2000-es környezetvédelmi területekre, hisz ezek az általánosnál jóval veszélyeztetettebb zónák. A jogszabály az általános kibocsátási határértékeken kívül megfogalmaz technológiai határértékeket termálfürdőkre is [21].

3.4.3. Vonatkozó imissziós határérték

A felszíni vízfolyások vízminőségi határértékeit a 10/2010. (VIII. 18.) a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól című VM rendelet határozza meg. Itt szennyezőanyagoként és vízfolyás típusonként lebontott határértékek találhatók, melyek 2013.07.02-től léptek hatályba. Az új szabályozás a Duna egész magyarországi szakaszára 700 μ S/cm-es határértéket ír elő a fajlagos vezetőképesség tekintetében. Korábban ez az érték 1000 μ S/cm-ben volt meghatározva. Elmondható tehát, hogy ezen a területen történt egy minimális előrelépés, viszont az, hogy az egész Dunán egységes határérték határoz meg, áramlástan viszonyoktól függetlenül az aggodalomra adhat okot [22].

4. Saját vizsgálatok

A szennyvíz mintavétel/helyszíni mérés a folyópartra kitorkolló csőben lévő folyadékáramból történt. A fürdő három kifolyója közül mindkétszer csak egy ($\Phi 30$ -as acélcső) üzemelt. A háttérértékek meghatározásánál a mintavétel/helyszíni mérés minden esetben a Molnár Szigettel szemkölti szakaszon a szennyvízbevezetés előtt több száz méterrel 3 különböző helyen a part élnél történt, mivel ezen a részen a leghasonlóbbak az áramlási viszonyok és a meder méretei a vizsgált területével. A mintavétel műanyag flakonba bemeztéses módszerrel történt, majd a minták, feldolgozásig napfénytől védett helyen, 4°C-on voltak tárolva.



2. ábra: Mintavétel [saját kép]

4.1. Hőmérsékletmérések

A víztest hőterhelésének kiszámítása céljából több ízben is hőmérsékletmérést végeztem a strandról kifolyó vízből és a folyószakasz egyes szelvényeiből. Ezeket egy egyszerű, digitális, akvarisztikában is használt drótszenzoros vízhőmérővel mértem.

R/S/D hőmérséklet meghatározása

Mérés sorszáma	Dátum	Külső hőmérséklet (°C)	Víz hőmérséklet (°C)
1.	2013.10.14.	20,2	13,2
2.			13,2
3.			13,2
Átlag:			13,2

2. táblázat: R/S/D hőmérsékletmérések eredményei [saját vizsgálat]

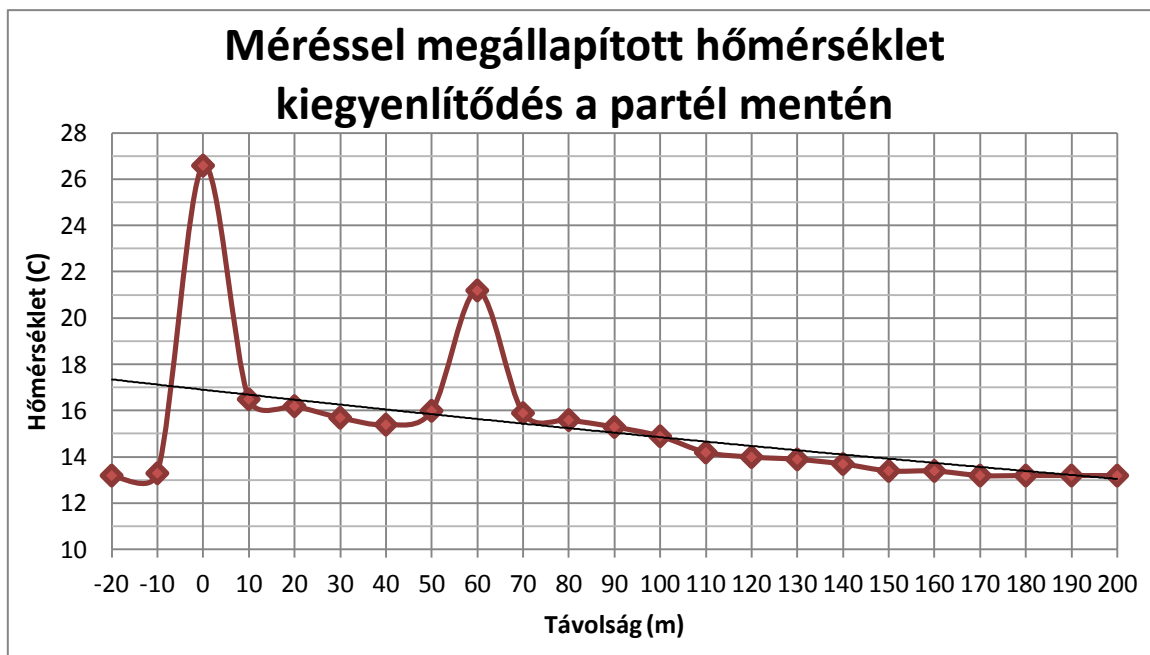
Szakaszos hőmérsékletmérési értékek a szennyvíz bebocsátás közelében

A sok tekintetben egyszerűsített termodinamikai modellek a környezeti rendszerek sokszínűsége miatt gyakran eltérnek a valós helyzetektől. Tehát a hőmérséklet kiegyenlítődés megfigyelése céljából a Duna-ág bevezetés utáni 200 m-en, 10 m-enként hőmérsékletet mértem a partél mentén.

Mérés helye a szennyvízbevezetéshez képest (m)	Hőmérséklet (°C)	Mérés helye a szennyvízbevezetéshez képest (m)	Hőmérséklet (°C)
-20	13,2	100	14,9
-10	13,7	110	14,2
bevezetésnél	26,6	120	14,0
10	16,5	130	13,9
20	16,2	140	13,7
30	15,7	150	13,4
40	15,4	160	13,4
50	16	170	13,3
60	21,2	180	13,2
70	15,9	190	13,2
80	15,6	200	13,2
90	15,3		

3. táblázat: Szakaszosan hőmérsékletmérések eredményei a kifolyó közelében [saját vizsgálat]

A kifolyó vizének hőmérséklete a vizsgálat időpontjában 26,6 °C volt. Ez az érték mérsékeltnak mondható, hiszen a felügyelőség adataira alapozva az elfolyó termásvíz hőmérséklete időnként 33 °C felé is emelkedhet [36]. A mérések során kiderült, hogy az R/S/D vizének hőmérséklete a bevezetést követő 180-200 méteren normalizálódik (3. táblázat). Tehát ez alatt a távolság alatt teljes mértékben felhígult, vagy legalábbis kimutathatósági határ alá csökkent a szennyvíz hőmennyisége.



3. ábra: Méréssel megállapított hőmérséklet kiegyenlítődés a partél mentén [saját vizsgálat]

A 3. ábrán 60 méternél tapasztalható kiugró értékek a 2. szennyvíz kifolyónál fellépő szivárgó szennyvíznek köszönhető, de a kis térfogatáram miatt itt nem számottevő a hatás. Az exponenciális trendvonal is jól mutatja, hogy a pillanatnyi kiugrás után a görbe gyorsan konszolidálódik és a hatása a további szelvényekben elhanyagolható. Ezért a modellben ezt a kivezetést nem vettem számításba.

4.2. Kémiai vizsgálatok

A kémiai méréseket a Debreceni Egyetem, Műszaki kar, Víztisztaságvédelmi Laboratóriumában 2013. szeptemberében és októberében végeztem.

A vizsgálat során az alábbi eszközöket használtam:

4.2.1. MultiLine P4 elektroanalitikai mérőbőrönddel végzett mérések

Az alapvetően terepi mérőműszerrel és a három különböző elektróda kapcsolásával az alábbi paraméterek mérhetőek:

- pH mérése

A pH az oldat hidrogén ion-koncentrációjának negatív, tízes alapú logaritmus. A pH érték arra ad felvilágosítást, hogy az adott minta mennyire savas vagy lúgos. A semleges érték a 7. Ezen felül a lúgos, alatta pedig a savas tartomány található. A pH környezeti hatása abban nyilvánul meg, hogy minél jobban eltolódik savas vagy lúgos

tartományba annál veszélyesebb lehet az adott anyag. Mivel logaritmikus skála, ezért ez a hatás a 7-től való eltérésnél egységenként 10-szeresére növekszik. A pH mérő elektródája egy mérő- és egy referenciaelektródából áll. A membránon a feszültség 7-es pH esetén 0mV, a különböző minták esetén a mért feszültség pedig arányos lesz a kapott pH értékkel [4].

R/S/D vize		
Minta sorszáma	Dátum	pH
1.	2013.10.14.	7,18
2.		7,16
3.		1,18
Átlag:		7,17

Szennyvíz		
Minta sorszáma	Dátum	pH
1.	2013.10.08.	7,05
2.		7,02
3.		7,07
Átlag:		7,03

4. táblázat: pH mérés eredményei [saját vizsgálat]

- Fajlagos elektromos vezetőképesség mérése**

A mérőcellában két azonos minőségű elektróda helyezkedik el. A köztük létrejövő ellenállást mérjük. Az a műszer fajlagos elektromos vezetőképességet számít, ami a mért elektrokémiai ellenállás reciprokával egyenlő. Gyakorlatban az oldat minél több oldott só tartalmaz, annál nagyobb lesz a fajlagos elektromos vezetőképessége. A folyó vizsgált hosszán szakaszosan vettem mintát a fajlagos elektromos vezetőképesség vizsgálatához, majd az eredményből összes sótartalmat számoltam. A méréshez MultiLine készüléket használtam [4]. A vezetőképességi értékekből az alábbi összefüggéssel kaptam meg az összes só tartalmat: $Só [mg/l] = 0,64 EC [\mu S/cm]$ [30].

Minta száma	Dátum	Fajlagos elektromos vezetőképesség (μS/cm)	Összes oldott sótartalom (mg/l)
R/S/D vizének háttér só-koncentrációja			
1	2013. 10. 08.	457	292,48
2		471	301,44
3		482	308,48
	Átlag:	470	300,80
Szennyvíz só-koncentrációja			
1.	2013.10.08.	2023	1294,72
2.		2031	1299,84
3.		2036	1303,04
	Átlag:	2030*	1299,20

5. táblázat: Fajlagos elektromos vezetőképesség mérés eredményei [saját vizsgálat]

Az RSD háttér-sókoncentrációját a továbbiakban az <http://okir.kvvm.hu/fevi/> monitoring eredményeivel is összhangban **300 mg/l-es**, a szennyvizét pedig **1300 mg/l-es** tervezési értékkel veszem figyelembe.

Szakaszos fajlagos elektromos vezetőképesség mérés a bebocsátás környezetében

A pontosabb környezeti hatások felderítése miatt fontosnak tartottam a modellek felállítása mellett az empirikus adatok gyűjtését. Ezért a szennyvízbebocsátás utáni 100 m-en 10 m-enként mintákat vettem és fajlagos elektromos vezetőképességet mértem a só-koncentráció felhígulásának szemmel tartása céljából.

Dátum	Mintavétel helye a szennyvízbevezetéshez képest (m)	Fajlagos elektromos vezető képesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Összes oldott sótartalom (mg/l)
2013.10.08.	-20	464	296,96
	-10	501	320,64
	bevezetésnél	2030	1300,00
	10	1181	755,84
	20	903	577,92
	30	859	649,76
	40	763	488,32
	50	627	401,28
	60	1528	977,92
	70	710	454,40
	80	656	419,84
	90	630	403,20
	100	594	380,16

6. táblázat: Szakaszos fajlagos elektromos vezetőképesség eredményei a kifolyó környékén [saját vizsgálat]

A 60 méternél tapasztalható kiugró értékek a 2. szennyvíz kifolyónál fellépő szivárgó szennyvíznek köszönhető, de a kis térfogatáram miatt itt nem számottevő a hatás. Ezért a modellben ezt a kivezetést nem vettem számításba.

- **Oldott oxigén tartalom meghatározása**

A gyakorlatban minden folyadéknak van oldott oxigén tartalma. Értéke sok paramétertől függhet, ilyenek a hőmérséklet, a légnyomás, a mikrobiológiai lebontási folyamatok oxigén-felhasználása illetve az algák oxigéntermelése. A víz oxigéntartalma hatással lehet a vízben élő szervezetek életfeltételeire, a szennyvíztisztítás lebontó folyamataira és a csövek korróziójára is. Az oldott oxigénérzékelő cella egy munka- és egy

ellenelektrodából áll. A munkaelektroda az oxigén-molekulákat hidroxid-ionokká redukálja. A minta oxigén tartalmát az oldhatósági függvényből számolja a műszer, úgy, hogy méri az áramjelet az ellen- és a munkaelektroda között. Az áramjel arányos az oldott oxigéntartalommal, mely leolvasható mg/l-ben, illetve %-os formában is [4].

R/S/D vize			Szennyvíz		
Minta sorszáma	Vizsgálat dátuma	Oldott O ₂ (mg/l)	Minta sorszáma	Vizsgálat dátuma	Oldott O ₂ (mg/l)
1.	2013.10.14.	9,10	1.	2013.10.08.	5,82
2.	2013.10.14.	9,18	2.	2013.10.08.	5,68
3.	2013.10.14.	9,02	3.	2013.10.08.	5,90
Átlag:		9,10			5,80

7. táblázat: Oldott oxigén mérések eredményei [saját vizsgálat]

4.2.2. Összes szerves szén mennyiségének meghatározása Shimadzu TOC-VCPN készülékkel

Shimadzu TOC-VCPN készülékkel különböző oldatminták szerves és szervetlen komponenseit jellemző összegparamétert (TOC/NPOC, TIC) tudunk megállapítani. A készülék PC-s illesztéssel ellátott. Az ötvenes hígítású, szűrt mintákon NPOC (összes szerves széntartalom) méréseket végeztem [32].

R/S/D vize			Szennyvíz		
Minta sorszáma	Vizsgálat dátuma	TOC (mg/l)	Minta sorszáma	Vizsgálat dátuma	TOC (mg/l)
1.	2013.10.14.	1,06	1.	2013.10.08.	1,41
2.	2013.10.14.	0,98	2.	2013.10.08.	1,57
3.	2013.10.14.	1,13	3.	2013.10.08.	1,22
Átlag:		1,06			1,40

8. táblázat: Összes szerves széntartalom (TOC) mérésének eredményei [saját vizsgálat]

4.2.3. Biológiai oxigénigény mérés OxiTop típusú manometrikus készülékkel

A biológiai oxigénigény azt az oxigénmennyiséget jelöli, amely szükséges egységnyi mintában lévő szerves anyag aerob biokémiai lebontásához bizonyos hőmérsékleten, bizonyos idő alatt. Tehát ezzel a paraméterrel a mintában lévő szerves anyag mennyiségére tudunk következtetni. A mérés során ügyelni kell arra, hogy a lebontó mikroorganizmusok életfunkcióit a lehető legkisebb mértékben zavarjuk. Ilyen zavaró tényezők lehetnek pl.: a fényhatások és a hőingadozás is. A BOI értéke a víz származásától függően pár mg/l-től (tisztított vizek), ezres nagyságrendig felkúszhat

(ipari szennyvizek). A biokémiai lebontás kb. 20 nap alatt teljesnek tekinthető, ezért a legelterjedtebb paraméterek a húsz nap alatt (BOI_{20}) és az 5 nap alatt elhasznált oxigén mennyiség (BOI_5) mg/l kifejezett értékei.

A saját méréseimet manometrikus meghatározással végeztem. Ez azt jelenti, hogy egy nyomásérzékelővel ellátott üvegedényben mértem a nyomásváltozást, amiből a mérés végén kiszámolható a BOI_5 értéke. A mérés előtt táblázat alapján meghatároztam, hogy milyen térfogatú mintán végzem a mérést, az NTH-oldat cseppek számát és a digit szorzófaktorot. A mintát – benne a mágnes pálcával - az előkészítés után 5 napra, 20 °C-ra temperált szekrénybe mágneses keverőtálcára helyeztem. A keverés biztosítja a megfelelő gázcserét. Az 5 nap eltelte után digit formátumban tudok leolvasni egy értéket a készülék mérőfejéről, amit megszorozva a választott digit szorzófaktorral megkaptam a BOI_5 értékét [4].

R/S/D víz		
Minta száma	Eltelt napok száma	Leolvasott skálaértékek
1.	1	2
	2	2
	3	2
	4	3
	5	3
2.	1	1
	2	1
	3	2
	4	2
	5	2
3.	1	0
	2	1
	3	1
	4	1
	5	2
5 napos értékek átlaga:		2,33

Szennyvíz		
Minta száma	Eltelt napok száma	Leolvasott skálaértékek
1.	1	3
	2	6
	3	8
	4	8
	5	9
2.	1	4
	2	5
	3	6
	4	6
	5	7
3.	1	4
	2	6
	3	8
	4	8
	5	9
5 napos értékek átlaga:		8,33

9. táblázat: BOI vizsgálat eredményei [saját vizsgálat]

$$\text{BOI}_5 = \text{leolvasott skálaérték} \cdot \text{digit szorzófaktor}$$

$$\text{BOI}_5 (\text{RSD}) = 2,33 \cdot 5 = \mathbf{11,65 \text{ mg/l}} > 3 \text{ mg/l (10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet)}$$

$$\text{BOI}_5 (\text{szennyvíz}) = 8,33 \cdot 5 = \mathbf{41,65 \text{ mg/l}} > 30 \text{ mg/l (28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet)}$$

4.2.4. DIONEX ICS-3000 típusú ionkromatográffal végzett mérések

A készülék alkalmas erős és gyenge savak anionjainak meghatározására ionelnyomással, továbbá egy- és kétértékű kationok detektálására. Mind az eluens, mind a mintaáramlási útvonal teljesen fémmentes. Az ionkromatográf PC-re kapcsolható, és azon a Chromeleon nevű programmal vezérelhető. Ennek során 13 féle ionos komponens határozható meg a vízmintából, melyek kromatogrammon jelennek meg [32].

A *-gal jelölt eredmények a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben előírt határértéket meghaladó koncentrációkat jelölik. Ahol pedig nem szerepel érték ott az adott anyag koncentrációja kisebb volt a kimutatási határnál.

R/S/D vizének ionkoncentrációja

Komponens	Koncentráció (mg/l)			
	1. minta	2. minta	3. minta	Átlag
Kationok				
Lítium	-	-	-	-
Nátrium	23,76	23,69	27,75	25,07
Ammónium	1,25	1,77	2,28	1,76*
Kálium	6,12	6,14	9,57	7,28
Magnézium	16,86	17,79	16,73	17,13
Kalcium	71,43	92,96	70,49	78,30
Anionok				
Fluorid	-	-	-	-
Klorid	30,13	29,35	35,83	31,77
Nitrit	-	-	-	-
Bromid	-	-	-	-
Nitrát	8,26	8,37	9,26	8,63**
Foszfát	-	-	-	-
Szulfát	37,93	38,77	39,81	38,84

10. táblázat: R/S/D iontartalmának vizsgálati eredményei [saját vizsgálat]

Határérték túllépések:

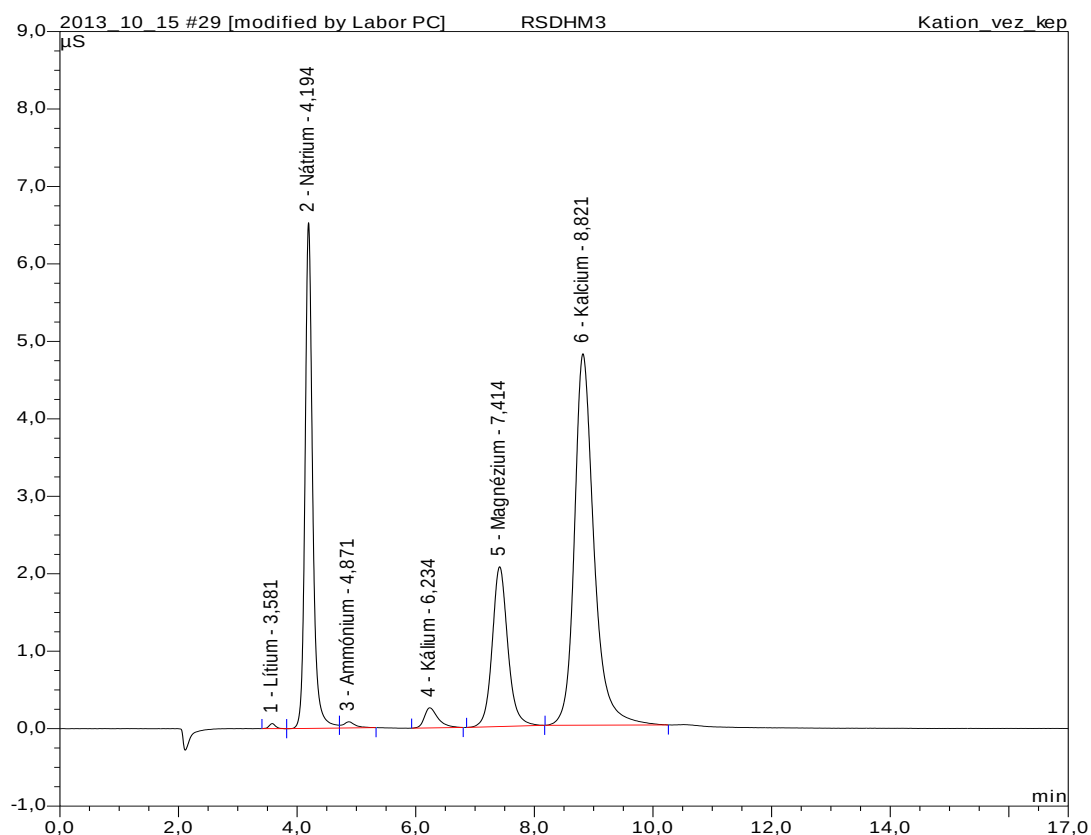
* $C_{\text{ammóniumion}} = 1,76 \text{ mg/l} > 0,2 \text{ mg/l}$ (10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet)

** $C_{\text{nitrát ion}} = 8,63 \text{ mg/l} > 2 \text{ mg/l}$ (10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet)

Szennyvíz ionkoncentrációja

Komponens	Koncentráció (mg/l)			
	1. minta	2. minta	3. minta	Átlag (mg/l)
Kationok				
Lítium	0,51	0,54	0,54	0,53
Nátrium	198,86	200,41	197,75	199,01
Ammónium	7,38	6,74	5,98	6,70
Kálium	26,13	27,37	24,83	26,11
Magnézium	70,07	69,94	70,57	70,19
Kalcium	200,00	199,26	324,57	241,28
Anionok				
Fluorid	1,85	1,88	2,01	1,91
Klorid	234,46	236,26	233,63	234, 78
Nitrit	-	-	-	-
Bromid	-	-	-	-
Nitrát	4,82	4,97	3,68	4,49
Foszfát	-	-	-	-
Szulfát	377,81	377,43	380,14	378,46

11. táblázat: Szennyvíz iontartalmának vizsgálati eredményei [saját vizsgálat]



4. ábra: A szennyvíz minta kationjainak kromatogramja [saját vizsgálat]

5. Szennyeződésterjedési modellek felállítása

Környezeti modellezésnek nevezzük a környezetben előforduló anyagi rendszerek állapotának, állapotváltozásainak leírását. Célja az e paraméterek jelenlegi és jövőbeli alakulásának számszerűsített meghatározása. A modellezés a tudományos kutatás egy kiemelt módját képezi. Egyes környezeti folyamatoknál a rendkívül sok változó körülmény és az elméleti vagy gyakorlati ismeretanyag hiánya miatt csak a leegyszerűsített modellekre tudunk támaszkodni.

Manapság a környezetvédelmi gyakorlatban ezek a modellek nem csupán a matematikai modellből állnak, hanem a körük épített vizualizációs célú számítógépes felületekből is. Annál is inkább, mivel a mai környezet diagnosztizáló modellek felállítása kizárólag humán erőforrással rendkívül hosszadalmas folyamat lenne.

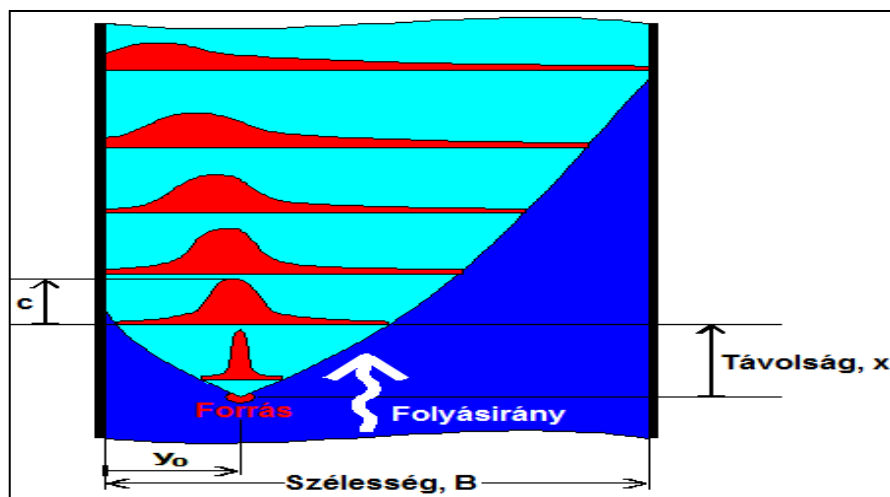
A modellek néhány környezetvédelmi alkalmazása:

- légköri transzport folyamatok,
- felszíni vizek transzport folyamatai,
- felszín alatti vizek transzport folyamatai,
- különböző erőművek tervezése,
- vízbázisok tervezése/védelmezése,
- a környezet védőzónájának meghatározása [17].

Jelen dolgozatban a felszíni vizekben lejártsódó transzportfolyamatokat tárgyalom bővebben. A felszíni vízbe jutó szennyvíz bebocsátásának módja a forrása szerint kétféle lehet. A pontszerű szennyezések forrása általában valamilyen csővezeték lehet. A diffúz szennyezéseknél azonban a szennyezőanyag nagyobb területen jelenik meg és hat pl. egy meteorológiai esemény következtében. Egy diffúz forrásnál olyan, nem minden esetben meghatározható tényezők befolyásolhatják a leírást, mint a terület topográfiai és geológiai viszonyai. Ebből következik, hogy egy pontforrás lényegesen pontosabban leírható konkrét mérőszámokkal, melyek aztán eredményesebben használhatók fel egy modell felépítésére [15]. A források csoportosíthatók továbbá aszerint, hogy időben hogyan hatnak a víztestre. Azokat a forrásokat, amik egy adagban bocsátanak ki nagyobb mennyiségű szennyező anyagot, pillanatnyi szennyező forrásoknak; ahol viszont a kibocsátás időben folyamatosan történik, azokat permanens forrásoknak nevezzük [11].

5.1. Összes sótartalom változásának modellezése

A összes só terhelés modellezésére a Fischer-féle 2 dimenziós szennyezésterjedési modellt használtam, ami igen jól használható keresztirányú elkeveredési modellezésre. Ebben a modellben a hosszirányú diszperziót, a keresztirányú konvektív transzportot és a keresztirányú diszperziót is figyelembe vesszük, melynek jellemzésére az ε_y elkeveredési tényezőt használjuk. A modell felszíni bevezetésre vonatkozik, tehát figyelmen kívül hagyja a felfelé irányuló konvekciót. A gyakorlati alkalmazás leggyakrabban olyan feladatokban nyilvánul meg, amikor azt vizsgáljuk, hogy a szennyezőanyag bebocsátástól milyen távolságban lehet megfelelő koncentrációra felhígult vízkivételt végezni [11].



5. ábra: A modell szemléltetése [forrás: WQMCAL program alapján]

A saját adatokat a program a Transverse Mixing Model – practice menüpontjában lehet felvezetni. A $v_{x,max}$ azt a legnagyobb vízsebességet jelöli, amely nyári, öntözési időszakban kialakul, a $v_{x,min}$ pedig azt az intervallumot, amikor nincs betáplálás a Duna-ágba és kizárólag a szennyvízbeocsátások és a geológiai sajátosságok (lejtés) alakítják az áramlási viszonyokat.

Paraméterek bevitele

$C_0 = 1300 \text{ mg/l}$	$B = 100 \text{ m}$
$q_0 = 0,031 \text{ m}^3/\text{s}$ [36]	$y_0 = 0 \text{ m}$
$v_{x,min} = 0,014 \text{ m/s}$	$S = 1,15 \text{ cm/km}$
$v_{x,max} = 0,028 \text{ m/s}$	$h = 2,8 \text{ m}$

$$\varepsilon_y = dh(hSg)^{\frac{1}{2}}; \left[\frac{m^2}{s}\right] [16]$$

, ahol:

ε_y = a keresztirányú elkeveredési tényező (m^2/s);

g = gravitációs gyorsulás ($9,81 m/s^2$)

S = a vízfolyás meder esése (cm/km)

h = folyadék átlagos mélysége (m)

d = tapasztalati állandó (0,7)

$$\varepsilon_y = 0,031 m^2/s$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \varepsilon_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} [16]$$

$$C(x, y) = \frac{C_{0,0}}{\sqrt{4\pi x'}} \sum_{n=0}^{\infty} \left(\exp\left(\frac{-(y'-2n-y'_0)^2}{4x'}\right) + \exp\left(\frac{-(y'-2n-y'_0)^2}{4x'}\right) \right) [16]$$

, ahol:

C = a szennyezőanyag koncentrációja a vízfolyásba (g/m^3);

$$C_{0,0} = C_0 q_0 / v_x h B;$$

C_0 = a szennyezőanyag koncentrációja a szennyvízbevezetésben (g/m^3);

q_0 = a szennyvízbevezetés vízhozama (m^3/s);

x = távolság a szennyvízbevezetés alatt;

$$x' = x \varepsilon_y / v_x B^2;$$

$$y' = y / B;$$

y = távolság a vízfolyás partjától a meder felé (m);

$$y_0' = y_0 / B;$$

y_0 = a szennyező forrás (a bevezetés) távolsága a vízfolyás partjától (m);

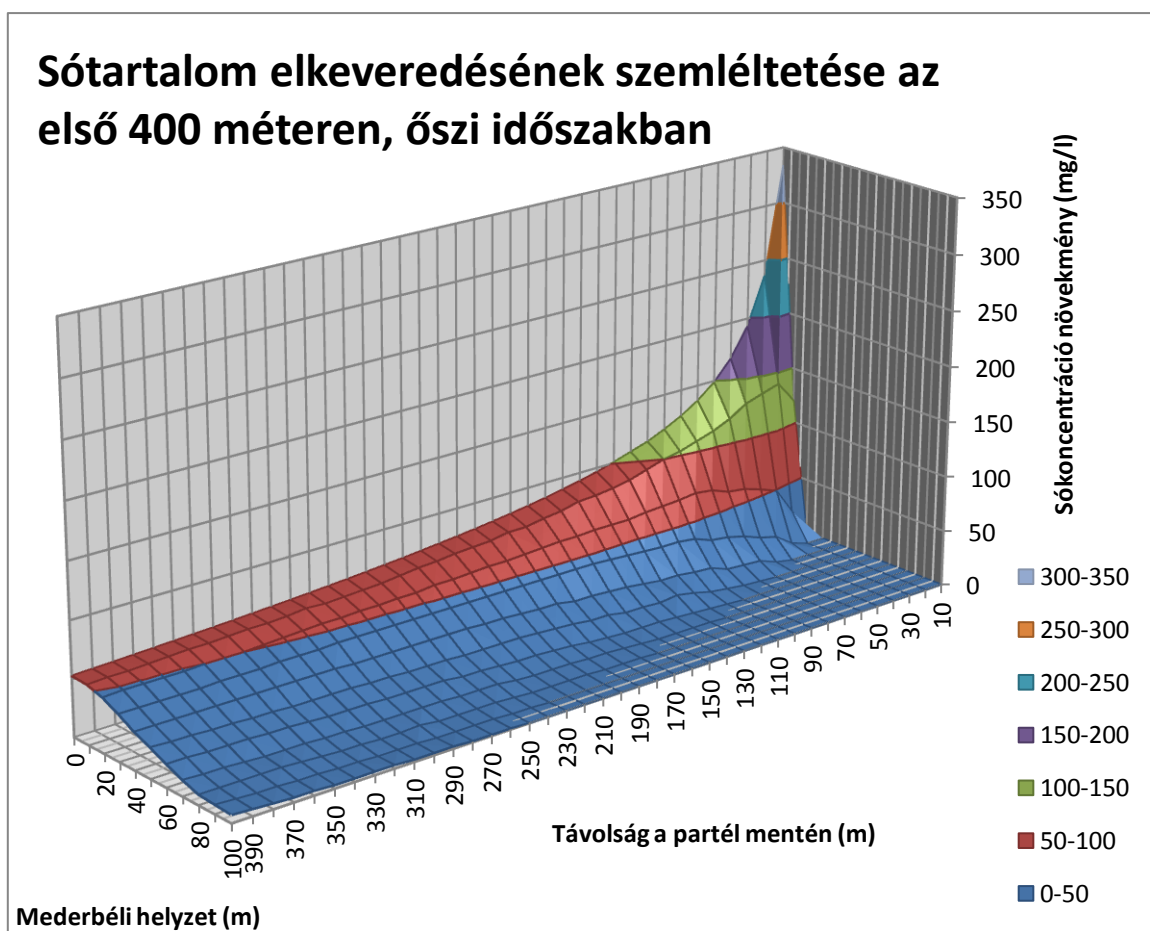
B = a vízfolyás szélessége (m)

Az adatok bevitele után a program automatán generálja a hozzájuk tartozó eloszlási görbéket. Ezeket a Graph – Mixing Model-ben tekinthetjük meg. Két scrollbar-t látunk, amikkel a meghatározni kívánt szelvényt (távolságot) tudjuk beállítani. A program számszerűsítve csak a szennyvízbevezetés vonalában mutatja a szelvénybeli maximum koncentrációt. Ezért a széltemben vizsgált 10, 20, 30 stb. méterhez tartozó koncentráció adatokat leolvasással állapítottam meg (12. táblázat). A koncentrációk meghatározása után az adatokat az átláthatóság miatt táblázatba vezettem, melyet egy felületdiagramon

ábrázoltam. Az adatokat 400 m-ig vezettem fel, ezután már a szelvény összes pontján 350mg/l alá csökken a só koncentráció, tehát kevesebb, mint 50mg/l növekmény tapasztalható.

Szennyvíz bevezetés utáni távolság (m)	Meder keresztmetszeti méret (m)											
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	10	334	120	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	20	236	140	25	0	0	0	0	0	0	0	0
	30	193	135	49	5	0	0	0	0	0	0	0
	40	167	130	55	16	0	0	0	0	0	0	0
	50	149	120	60	20	3	0	0	0	0	0	0
	60	136	113	62	26	9	0	0	0	0	0	0
	70	126	108	68	30	10	1	0	0	0	0	0
	80	118	103	70	32	11	2	0	0	0	0	0
	90	111	100	68	38	17	4	0	0	0	0	0
	100	106	95	67	40	18	6	1	0	0	0	0

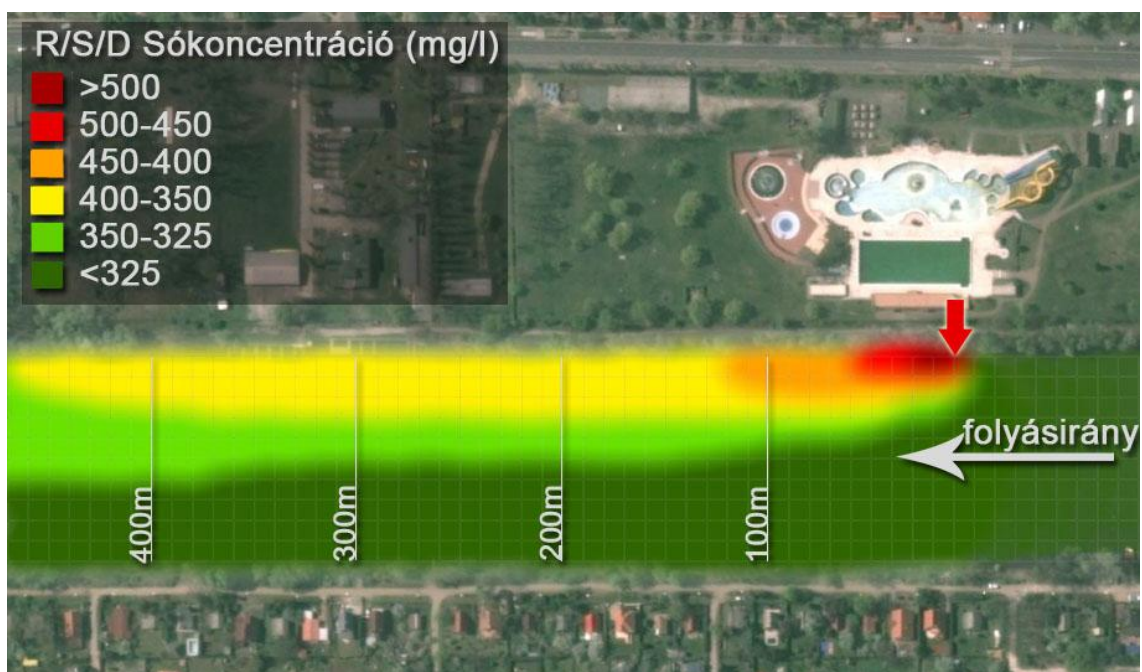
12. táblázat: Sókoncentrációk alakulása az első 100 méteren őszi időszakban [saját vizsgálat]



6. ábra: Sótartalom hossz-, és keresztirányú elkeveredése őszi időszakban [saját vizsgálat]

A keresztirányú elkeveredés Gauss görbéje 1500 m körül csaknem teljesen kisimul, tehát a meder teljes szélességében egyenletes lesz a sókoncentráció. A koncentrációnövekmény ebben a szelvényben már csupán 30mg/l. Ez az érték az elkövetkező szelvényekben egyre kisebb ütemben csökken és tart a nullához.

A számítás elvégzése után a látványosabb megjelenítés érdekében az R/S/D vizsgált szakaszának műholdképére 10x400m-es rácshálózatot vetítettem (7. ábra) és a számításnál/leolvasásnál kapott eredményeket a megfelelő helyen, a megadott színek alapján színeztem be. Ezután a pontosabb és látványosabb szemléltetés miatt a rácsvonalak között ún. blurozással képeztem egyenletesebb átmenetet. A bordó jelöli a legnagyobb koncentrációkat, a sötétzöld pedig azokat a területeket, ahol már szinte elhanyagolható a koncentráció növekedés mértéke. A bebocsátás helye piros nyíllal van jelölve.

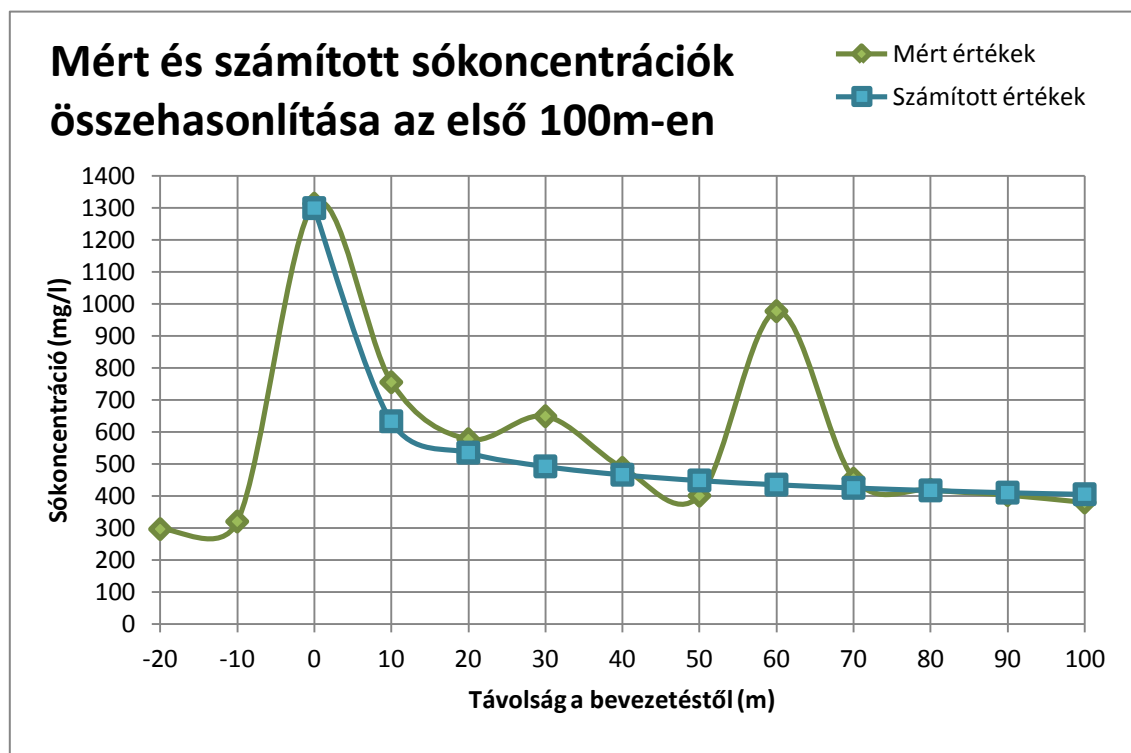


7. ábra: Sókoncentrációk szemléltetése a háttér-sóterheléssel kiegészítve, műholdképen [saját vizsgálat]

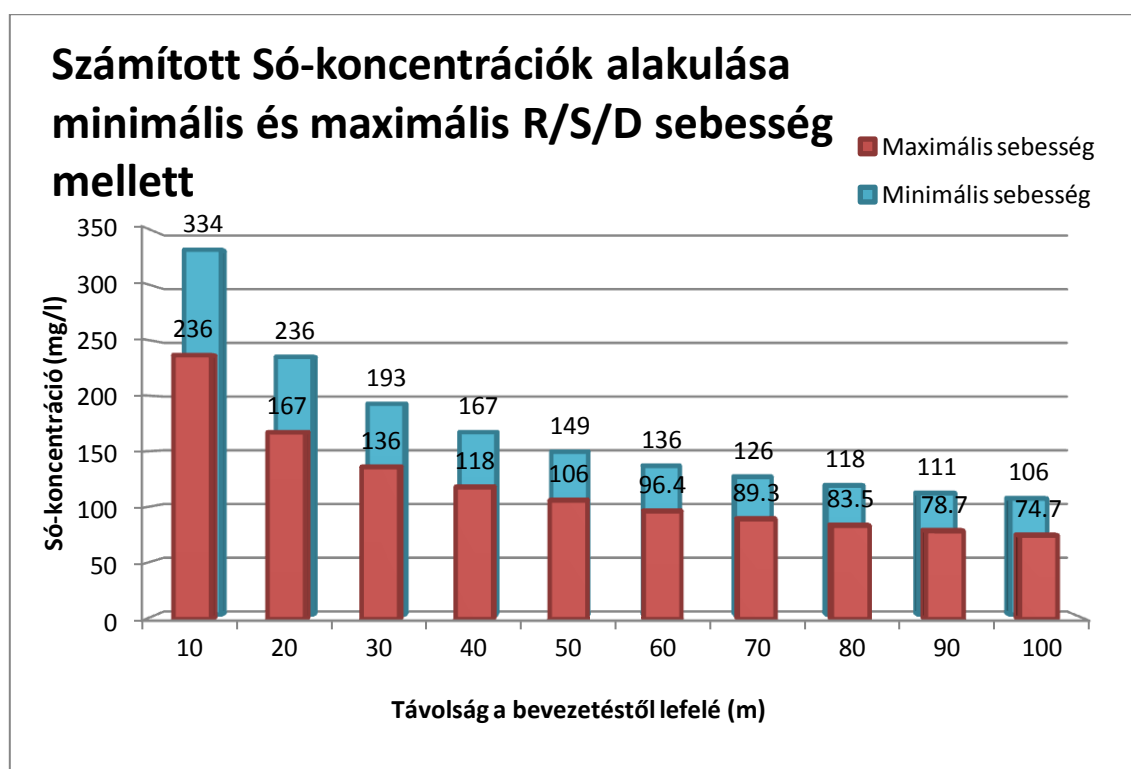
Mért és számított eredmények összehasonlítása

A számítással megkapott eredményt összevetve a mért értékimmal (8. ábra) megállapítható, hogy a modell viszonylag jól tükrözte a valós hígítási viszonyokat. Az egyetlen számottevő eltérés a 60 m-nél elhelyezkedő szakaszos - a mérés időpontjában rendkívül kis térfogatárammal szivárgó - kifolyónál volt a mért értékek tekintetében. Ez

a hatás azonban csak lokális jellegű és a görbe a következő mintázott szelvényben már csaknem rásimul a számított modell görbéjére.



8. ábra: Mért és számított sókoncentrációk összehasonlítása nyári időszakban [saját vizsgálat]



9. ábra: Számított sókoncentrációk alakulása minimális és maximális R/S/D sebesség mellett [saját vizsgálat]

Kockázatos összetevőkre lebontott hígulási vizsgálatok

A kockázatosabb szennyezőanyagok mederbéli koncentrációjának változását is fontosnak tartottam külön elemezni, hiszen ilyenkor fény derülhet olyan transzmisszió általi szennyeződésre, amely pusztán az emissziós és imissziós határértékkel való összevetés során nem derültek ki. Ennek során a kloridion, az ammóniumion és a nitrát ion keveredését vizsgáltam úgy, hogy a megfelelő anyagok mennyiségét arányosítottam a teljes sótartalomhoz (13. táblázat). Az ammóniumion és nitrát ion tekintetében az R/S/D háttér-koncentrációja önmagában meghaladja az imissziós határértéket, a kloridion koncentráció pedig közel volt a határértékhez. Ezért vizsgáltam, hogy az említett koncentrációknak mennyi lehet a várható maximális értéke az egyes szelvényekben, és hogy ezek mekkora területet érintenek. Az anyagok eltérő diffúziós koefficienssel rendelkeznek. Ezek a vizsgált anyagoknál egymáshoz nagyon közeli értékeknek adódtak, ezért az egyes anyagokra nem alkalmaztam külön súlyozást.

Táv (m)	C _{összsó} (mg/l)	%	Háttér Cl ⁻ = 31.7697 mg/l	Háttér NH ₄ ⁺ = 1.7641 mg/l	Háttér NO ₃ ⁻ = 8.6272 mg/l	Határ Cl ⁻ = 40 mg/l	Határ NH ₄ ⁺ = 0.2 mg/l	Határ NO ₃ ⁻ = 2 mg/l
			Bekevert Cl ⁻ = (mg/l)	Bekevert NH ₄ ⁺ (mg/l)	Bekevert NO ₃ ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ hígulás (mg/l)	NH ₄ ⁺ hígulás (mg/l)	NO ₃ ⁻ hígulás (mg/l)
	1300	100	234.78	6.70	4.49	266.55	8.46	13.12
10	334	25.69	60.32	1.72	1.15	92.09	3.49	9.78
20	236	18.15	42.62	1.22	0.81	74.39	2.98	9.44
30	193	14.85	34.86	0.99	0.67	66.63	2.76	9.29
40	167	12.85	30.16	0.86	0.58	61.93	2.62	9.20
50	149	11.46	26.91	0.77	0.51	58.68	2.53	9.14
60	136	10.46	24.56	0.70	0.47	56.33	2.47	9.10
70	126	9.69	22.76	0.65	0.44	54.53	2.41	9.06
80	118	9.08	21.31	0.61	0.41	53.08	2.37	9.03
90	111	8.54	20.05	0.57	0.38	51.82	2.34	9.01
100	106	8.15	19.14	0.55	0.37	50.91	2.31	8.99

13. táblázat: Határértéket meghaladó oldott anyagok hígulása [saját vizsgálat]

5.2. Hőterhelés modellezése

A hőmérsékleti kiegyenlítődés kiszámítására a Gauss-féle normál eloszlási összefüggést használtam. Ez egy 1 dimenziós modell, mivel a felszíni bevezetés miatt nem kell z irányú konvekcióval számolnunk, továbbá a közvetlen parti bevezetés miatt a szélességi

x irányban sem kell figyelembe venni a hőcsőva sodorvonaltól a part felé tendálását. A saját paraméterek behelyettesítése után a modell megoldása az elkeveredési hossz, vagyis az a méterben kifejezett távolság lesz, amely alatt a víz hőmérséklete a szennyvízbevezetés feletti értékre áll vissza (elkeveredik).

Hőenergia bebocsátás meghatározása

$$\dot{Q} = \dot{V} * \Delta T * c_{v\acute{z}} [6]$$

$$\Delta T = T_{szennyv\acute{z}} - T_{RSD} [6]$$

, ahol:

$\dot{Q}$ = időtartamra vonatkoztatott hőenergia (J/nap)

$\dot{V}$ = térfogatáram (m³/nap)

$c_{v\acute{z}}$ = víz fajhője (4186,8 KJ/m³C)

$T_{szennyv\acute{z}}$ = szennyvíz hőmérséklete (°C)

T_{RSD} = R/S/D hőmérséklete (°C)

ΔT = hőmérsékletkülönbség (°C)

$$T_{RSD} = 13,2 \text{ }^{\circ}\text{C}$$

$$c_{szennyv\acute{z}} = 4186,8 \text{ J/m}^3\text{ }^{\circ}\text{C}$$

$$T_{szennyv\acute{z}} = 26,6 \text{ }^{\circ}\text{C}$$

$$\dot{V}_{szennyv\acute{z}} = 2663 \text{ m}^3 / \text{nap}$$

$$\Delta T = 26,6 - 13,2 = 13,4 \text{ }^{\circ}\text{C}$$

$$\dot{Q} = 2663 * 13,4 * 4186,8 = 149,4 \text{ MJ/nap}$$

$$f = \frac{1}{\sqrt{2*\pi*\sigma*x}} * \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{x}{\sigma}\right)^2\right) [6]$$

$$x = \frac{\dot{Q}}{c*u} \int_0^1 f dx [6]$$

, ahol:

σ = szóródási együttható

C = koncentráció (J/l)

x = keveredési hossz (m)

Q = bejutó hőenergia-áram (J/s)

u = a közeg áramlási sebessége (m/s)

Elkeveredési hossz meghatározása

$$u = 0,014 \text{ m/s}$$

$$\dot{Q} = 149,4 \text{ MJ/nap} = 1729,17 \text{ J/s}$$

$$q_0 = 0,031 \text{ m}^3/\text{h} = 30,82 \text{ l/s}$$

$$c = \frac{1729,17}{30,82} = 56,1 \frac{\text{J}}{\text{l}}$$

$$x_{\max} = \frac{1729,17}{56,1 \cdot 0,014} \cdot \frac{1}{2} = \frac{1729,17}{0,7854} \cdot \frac{1}{2} = 1100,82 \text{ m}$$

Alacsony vízállású időszakban a teljes elméleti elkeveredési hossz 1100,82 m

$$x_{\min} = \frac{1729,17}{56,1 \cdot 0,028} \cdot \frac{1}{2} = \frac{1729,17}{1,57} \cdot \frac{1}{2} = 550,69 \text{ m}$$

Magas vízállású időszakban a teljes elméleti elkeveredési hossz 550,69 m

5.3. Oldott oxigén háztartás modell

A vizek oldott oxigén koncentrációjának kiszámításához minimum két alapvető paraméter ismerete szükséges. Az egyik a biológiai oxigén igény, ami arra ad felvilágosítást, hogy mennyi oxigén kell egy bizonyos mintában lévő szerves anyag-tartalom biológiai lebontásához. A másik a légkörből történő oxigén diffúzió, amit a hőmérséklet befolyásol. A gyakorlatban a mai napig legszélesebb körben használt modell a Streeter és Phelps által 1925-ben kidolgozott Oxigénháztartási modell. Alaptétele, hogy az oxigén-felhasználás arányos a vízben lévő szerves anyag mennyiségével. A modell felállításához feltétlenül szükséges ismerni a befogadó és a szennyvíz biológiai oxigénigényét, oldott oxigéntartalmát, a vízhozamokat, illetve a befogadó víz hőmérsékletét [14].

Szezonális vízhozam meghatározása

$$Q_b = 550 \text{ m}^3/\text{év}$$

$$\text{R/S/D sebesség nyári időszakban: } v_{x, \max} = v_x (\text{nyár}) = 0,028 \text{ m/s}$$

$$\text{R/S/D sebesség nem nyári (ősz) időszakban: } v_{x, \min} = v_x (\text{ősz}) = 0,014 \text{ m/s}$$

Nyári időszak: 3 hónap

Nem nyári időszak: 9 hónap

$$550 \text{ m}^3 = 9 * x/2 + 3x \quad \rightarrow \quad x = 73,33 \text{ m}^3$$

Vízhozam nem nyári időszakban:

$$73,33 * 4,5 = 330 \text{ m}^3 / 9 \text{ hónap} \quad \rightarrow \quad Q_b (\text{ősz}) = 14,2 \text{ m}^3/\text{s}$$

Vízhozam nyári időszakban:

$$73,33 * 3 = 220 \text{ m}^3 / 3 \text{ hónap} \quad \rightarrow \quad Q_b (\text{nyár}) = 73,33 \text{ m}^3/\text{s}$$

Modell bemeneti paraméterek

$$L_s = 41,65 \text{ mg/l}$$

$$L_b = 11,65 \text{ mg/l}$$

$$DO_s = 5,8 \text{ mg/l}$$

$$DO_b = 9,1 \text{ mg/l}$$

$$q_s = 0,031 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$Q_b (\text{ősz}) = 14,2 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$Q_b (\text{nyár}) = 73,33 \text{ m}^3/\text{s}$$

A kiindulási oldott oxigén-tartalom és BOI érték kiszámítása

$$L_0 = \frac{L_s q_s + L_b Q_b}{Q_b + q_s} [16]$$

$$DO_0 = \frac{DO_s q_s + DO_b Q_b}{Q_b + q_s} [16]$$

ahol:

L_s = a szennyvíz BOI értéke, mg/l;

DO_s = a szennyvíz oldott oxigén tartalma mg/l;

q_s = a szennyvíz hozama, m^3/s ;

L_b = a befogadó folyó háttér BOI koncentrációja, mg/l;

DO_b = a befogadó vízfolyás háttér oldott oxigén koncentrációja, mg/l;

Q_b = a befogadó folyó vízhozama, m^3/s ;

L_0 = kiindulási BOI érték, mg/l;

DO_0 = kiindulási oldott oxigén tartalom.

Kezdeti oxigénhiány (initial oxygen deficit) kiszámítása

$$D_0 = DO_{sat} - DO_0 [16]$$

$$DO_{sat} = 14,61996 - 0,4042T + 0,00842T^2 - 0,00009T^3 [16]$$

ahol: DO_{sat} = telítettségi oxigén koncentráció érték (mg/l)

$$D_0 (\text{ősz}) = 11,66 \text{ mg/l}$$

$$D_0 (\text{nyár}) = 11,61 \text{ mg/l}$$

$$DO_{\text{sat}} (\text{ősz}) = 9,09 \text{ mg/l}$$

$$DO_{\text{sat}} (\text{nyár}) = 9,1 \text{ mg/l}$$

K₂ oxigén felvételi reakciósebesség tényező kiszámítása

$$K_2 = 2,148 v^{0,878} H^{-1,48} [16]$$

$$K_2 (\text{ősz}) = 0,06$$

$$K_2 (\text{nyár}) = 0,06$$

K₁ szerves anyag lebomlási tényező becslése és hőmérséklet korrekció kiszámítása

$$K_{1(T)} = K_{1(20^\circ\text{C})} 1,047^{(T-20)} [16]$$

$$K_1 (\text{ősz}) = 0,03$$

$$K_1 (\text{nyár}) = 0,04$$

Oxigén telítettségi görbe

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D [16]$$

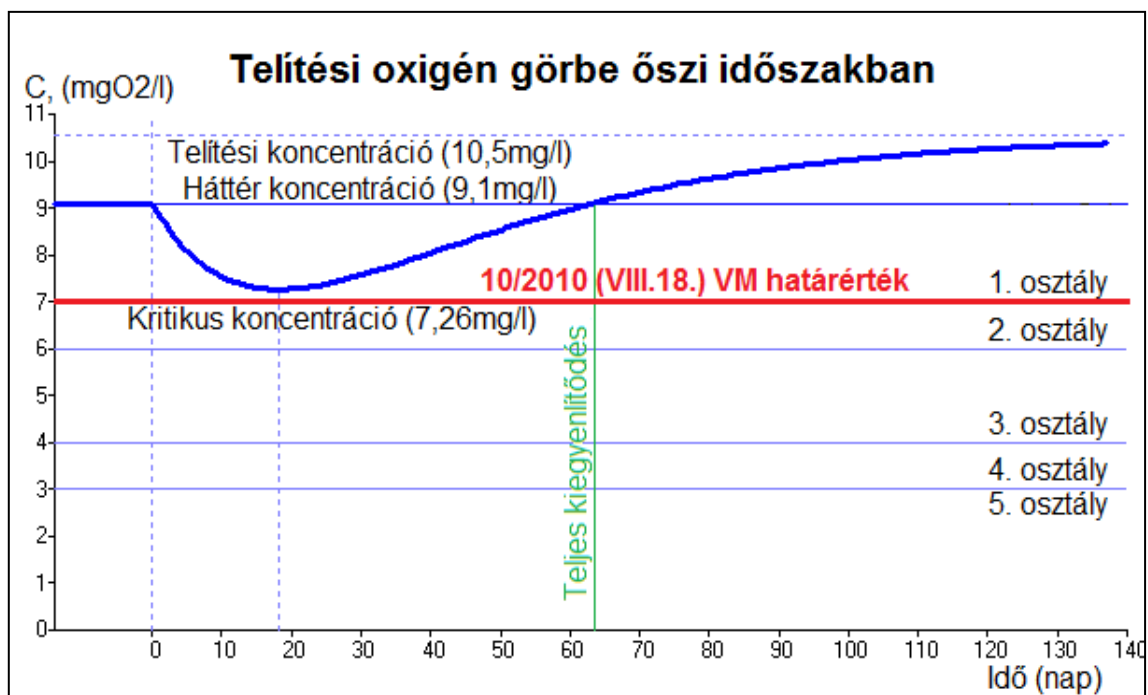
$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} [16]$$

$$DO_{\text{crit}} (\text{ősz}) = 7,26 \text{ mg/l}$$

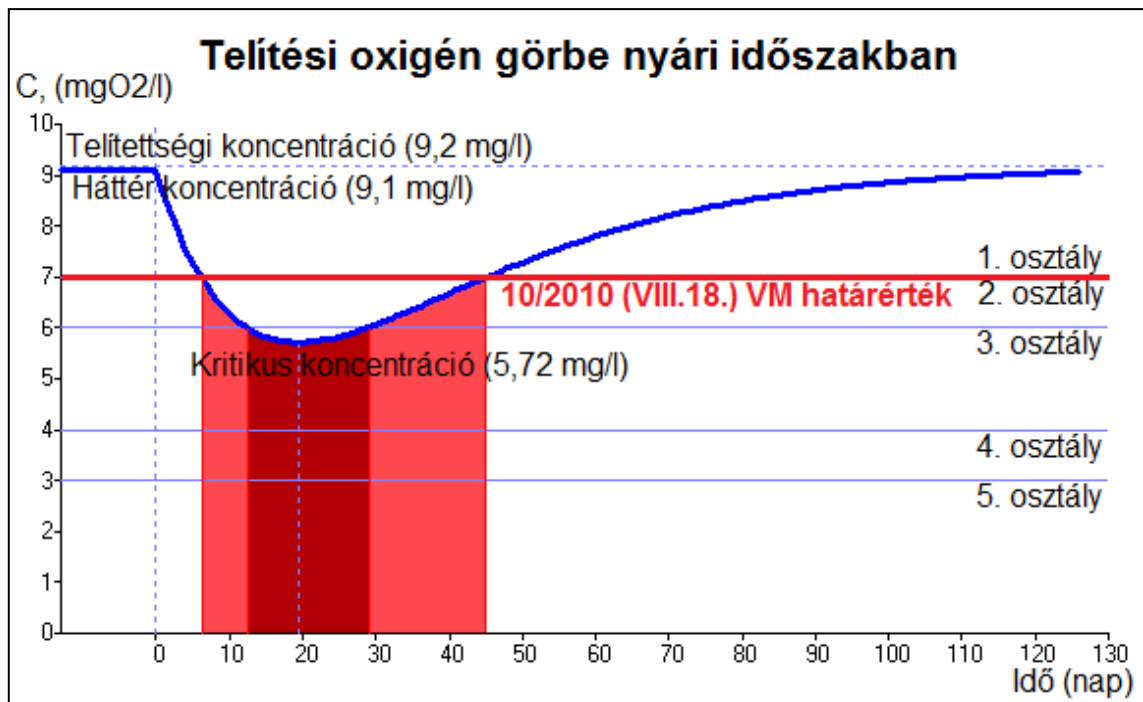
$$DO_{\text{crit}} (\text{nyár}) = 5,72 \text{ mg/l}$$

$$t_{\text{crit}} (\text{ősz}) = 18,2 \text{ nap}$$

$$t_{\text{crit}} (\text{nyár}) = 19,45 \text{ nap}$$



10. ábra: Telítési oxigén görbe őszi időszakban [saját vizsgálat]



11. ábra: Telítési oxigén görbe nyári időszakban [saját vizsgálat]

Hatáshosszak kiszámítása nyári időszakra

$$t_{2.oszt}(1) = 6 \text{ nap} = 518400 \text{ s}$$

$$t_{2.oszt}(2) = 45 \text{ nap} = 3888000 \text{ s}$$

$$t_{3.oszt}(1) = 12 \text{ nap} = 1036800 \text{ s}$$

$$t_{3.oszt}(2) = 29 \text{ nap} = 2505600 \text{ s}$$

$$S_{2.oszt}(1) = 518400 * 0,028 = 14515 \text{ m} = \mathbf{14,515 \text{ km}}$$

$$S_{2.oszt}(2) = 3888000 * 0,028 = 108864 \text{ m} = 108,864 \text{ km}$$

$$S_{3.oszt}(1) = 1036800 * 0,028 = 29030 \text{ m} = \mathbf{29,030 \text{ km}}$$

$$S_{3.oszt}(2) = 2505600 * 0,028 = 70157 \text{ m} = 70,157 \text{ km}$$

$$\Delta S_{2.oszt} = 94349 \text{ m} = \mathbf{94,349 \text{ km}}$$

A 2. osztályú vízminőségromlás 14,51 km után és 94,35 km hosszan jelentkezik.

$$\Delta S_{3.oszt} = 41127 \text{ m} = \mathbf{41,127 \text{ km}}$$

A 3. osztályú vízminőségromlás 29,03 km után és 41,13 km hosszan jelentkezik.

ahol:

$t_{2.oszt}(i), t_{3.oszt}(i)$ = a 2., illetve 3. osztályú vízminőségromlás időtartama (s)

$S_{2.oszt}(i), S_{3.oszt}(i)$ = hatáshossz kezdete és vége (km)

$\Delta S_{2.oszt}, \Delta S_{3.oszt} = S_{j.oszt}(2) - S_{j.oszt}(1)$ = hatáshossz (km)

6. Következtetések, javaslatok

Ebben a fejezetben összefoglalom a megállapított határérték túllépéseket, értékelem őket környezetkockázati szempontok szerint, majd ezután jogi és műszaki alternatívákat vázolok fel a környezetterhelés minimalizálása céljából.

6.1. Határérték túllépések összesítése és hatásaik értékelése

Összes oldott só tartalom: A 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendeletben meghatározott 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -t ugyan kis mértékben, de meghaladta a kifolyó víz fajlagos elektromos vezetőképessége. A mérés alapján a vizsgált időpontban ez az érték 2030 $\mu\text{S}/\text{cm}$ volt, viszont felügyelőségi adatokból kiindulva előfordult már 2300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -en felüli vezetőképesség is [21]. Az 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a Duna hazai szakaszára 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -es határértéket ír elő. Ezt mért értékek csupán a bevezetés utáni 50 méteren lépik túl. Ezért ez elsődlegesen lokális problémát jelent, mivel az állóvízhez hasonlatos viszonyok között a megnövekedett tápanyagtartalom eutrofizációt (algásodás) eredményez. Továbbá az R/S/D nyári időszakban öntözési célokra való használatát a kifolyó utáni 100 méteren korlátozni kell, mivel ezen a területen a bevezetett termálvíz és a Dél-pesti szennyvíztisztító kibocsátásának összegződésével 500 mg/l-nél magasabb só koncentráció alakulhat ki, amely az öntözött talajok szikesedését eredményezheti. A fajlagos elektromos vezetőképesség alapján számoltam összes oldott sótartalmat, ami kibocsátott víznél 1300 mg/l-re adódott. Az R/S/D háttérterhelése 300mg/l [22].

Kloridion: Az R/S/D vizének kloridion koncentrációja (31,77 mg/l) a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet vonatkozó imissziós határértékét (40 mg/l) ugyan nem haladja meg, de megközelíti azt [22]. Így valószínűsíthető, hogy a nagy sótartalmú szennyvíz bevezetése után a kloridion-koncentráció határérték felé emelkedik. A kibocsátott szennyvíz 266,55 mg/l kloridion tartalommal jellemezhető, amely ugyan már az első 10 méteren 100 mg/l alá csökken. A kloridion koncentráció normalizálódása és határérték alá csökkenése 540 méter után várható.

Ammóniumion: Az előzőekben leírtakból látható, hogy a víztest háttér-ammóniumion koncentrációja (1,76 mg/l) jelentősen meghaladja a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben előírtakat (0,2 mg/l) [22]. Ez önmagában több mint 8-szoros imissziós határérték túllépést jelent. A szennyvízbevezetésnél ez az érték hirtelen 8,46 mg/l-re ugrik, viszont aztán néhány tíz méter után 2 mg/l körüli értékeket vesz fel. Az

ammóniumion-koncentráció csak a szennyvíz bevezetés alatt 550 m-en csökken 2 mg/l alá. Tehát ezen a szakaszon több mint 10-szeres határérték túllépés valószínűsíthető. Az ammóniumion nem toxikus, azonban a pH és a hőmérséklet növelésével az ammóniumion szabad ammóniává alakul, ami viszont rendkívül toxikus anyag és 1 mg/l-es koncentráció már halálos mérgezést okozhat a vízi szervezeteknél [35].

Nitrát ion: A víz háttér-nitrátion koncentrációja (8,63 mg/l) is jelentősen meghaladja a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben előírtakat (2 mg/l). Ez önmagában több mint 4-szeres imissziós határérték túllépést jelent. A szennyvízbevezetésnél ez az érték hirtelen 13,12 mg/l-re ugrik, viszont aztán 100 méter után újra 9 mg/l alá csökken [22].

Biológiai oxigénigény: Az imissziós BOI_5 érték (11,65 mg/l) már a befogadóban jóval túllépi a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben foglalt határértéket (3 mg/l) [22]. A szennyvíz biológiai oxigénigénye 41,65 mg/l, ami ugyancsak meghaladja a 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet 30 mg/l-es határértéket. Ilyen paraméterek mellett feltétlenül vizsgálnunk kell a víztest oxigén mérlegét. Az oldott oxigén koncentráció modellezése során kiderült, hogy a szennyvíz bevezetésének hatása az oxigén háztartásra nyáron kívüli időszakban elhanyagolható. Viszont nyáron, 20 °C-os vízhőmérséklet mellett az oxigénkoncentráció szempontjából az egyébként I. osztályú vizet III. osztályúra rontja le a bevezetés utáni szakaszon. A lebontási időtartam azokon a területeken, ahol II. osztályú vízminőség romlás tapasztalható 39 nap. Ez az időtartam a III. osztályú vízminőség romlást szenvedő területeken 17 napra tehető. Ebből számítva a II. osztályú hatásterület a bevezetés után 14,515 km után jelentkezik és 94,349 km hosszan terül el. A III. osztályú hatásterület 29,030 km-nél kezdődik és 41,127 km-es hosszan prognosztizálható [21].

A II. vízminőségi osztályú (jó) vizekre jellemző a kis szerves és biológiailag lebomló szennyezőanyag-tartalom. Ezek mennyisége, továbbá az oxigénháztartásra ható tényezők nem rontják az életfeltételeket. Jellemző a nagy fajgazdagság és a viszonylag kevés egyedszám. A víz természetes szagú és színű és szennyvízbaktérium csak igen kis mennyiségben fordulhat elő benne.

A III. vízminőségi osztályú (tűrhető) vizekre jellemző, hogy már valamivel több szerves és szerves szennyező dúsul benne, aminek köszönhetően a víztestben eutrofizáció jelentkezhet. Ilyenek például azok a víztestek, ahová tisztított szennyvizet nagy mennyiségben vezetnek. A szerves anyag tartalom és az oxigénháztartási

viszonyok ingadozása átmenetileg kedvezőtlen életfeltételeket okozhat. Ennek köszönhetően csökken a fajszám, bizonyos invazív fajok pedig, kihasználva a megváltozott életkörülményeket elszaporodhatnak. Esetenként szag és színváltozás figyelhető meg [23].

Hőterhelés: A mért és számított hőmérsékleti kiegyenlítődés összevetésével láthatjuk, hogy, a modellel szemben a gyakorlatban a hőmérséklet normalizálódása nagy részben még 200 méter alatt megtörténik. Ez után gyakorlatilag kimutathatatlan értékre csökken a hőmérséklet-többlet. A Dunában a hőterheléssel szemben leginkább veszélyeztetett élőlények az egyes fito- és zooplankton fajok, melyek téli időszakban, amikor az R/S/D hőmérséklete 0-5 °C körül van, még 10-15 °C-os hőmérsékletet képesek elviselni. Ilyen mértékű növekedés azonban nem prognosztizálható, mivel őszi hőmérsékletmérések alkalmával már a 13,2 °C-os Duna víz is 16,5 °C-ra hűtötte az elfolyó 26 °C-os vizet a bevezetés utáni 10 méteren. Tehát ilyen viszonyok között az élővilágra közvetlen negatív hatás gyakorlása nem várható. A 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a szennyvizek vízfolyásba való bevezetését termálfürdők esetén 30 °C-ban maximalizálja. Felügyelőségi adatok alapján ez az érték már többször meghaladta a 33 °C-t is. A dunai élőlény társulások esetében elmondható még, hogy általánosságban 11 °C-os $\Delta T_{\max}$ hőlépcsőt tudnak tolerálni (ez az érték télen 14 °C), azonban jelen esetben a kifolyó víz viszonylag kis térfogatárama miatt nem jelent nagy terhelést. A szennyvízbevezetés hatásai kizárólag közvetett módon értelmezhetők. A lokálisan megnövekedett hőmérséklet hosszú távon kedvez az eutrofizációnak, az oxigénmérleget negatív irányba tolja el, vagy esetlegesen nem kívánatos fajok elszaporodását eredményezheti [21].

6.2. Jogi lehetőségek

A 275/2004. (X. 8.) „az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről” című Korm. rendelet alapján egy megvalósítandó terv vagy beruházás előtt hatásbecslési dokumentációt kell készíteni, ha az Natura 2000-es területet érint, és nem szolgálja annak közvetlen védelmét. Tehát a jogszabály hatálya e tekintetben nem terjed ki a gyógyfürdőre, hisz az a 60-as évek óta üzemel. Ilyen esetekben lehetséges megoldás lehet környezeti állapotértékelés elkészítésének előírása, illetve benyújtására való kötelezése [20].

A 10/2010. (VIII. 18.) „a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól” című VM szabályozza a hazai vízfolyások imissziós követelményeit. A rendelet 2. mellékletének 1. pontja vízfolyási kategóriákat állít fel, melyekre érzékenységtől függően más és más határértékek vonatkoznak. Az általam vizsgált vízfolyásra a „Duna hazai szakasza” nevű csoport határértékei az irányadóak. A jogszabály tehát egyrészt nem veszi figyelembe a Duna egyes szakaszainak igen eltérő áramlási, domborzati és meder-keresztmetszeti sajátosságait. Másrészt nem fogalmaz meg a Natura 2000-es védettség alatt álló víztestekre külön határértékeket. Ez azt a kellemetlen szituációt eredményezheti, hogy a befogadók sokféleségéből adódóan, határértéken belüli értékek esetén is előfordulhatnak esetleges környezetszennyezések. A probléma a befogadó vízfolyások érzékenységeinek felderítésével, és ez alapján részletesebb határérték-csoportok meghatározásával orvosolható [22].

Ezen kívül további fontos szerepük lehet a gazdasági jellegű jogi szabályozásoknak is, mint például a környezethasználati díj kiszabása, vagy az igénybe vehető állami és Unió támogatások intenzitásának növelése.

6.3. Műszaki lehetőségek (BAT)

A szennyvízbevezetés optimalizálása érdekében rendkívül sok tényezőt figyelembe kell vennünk. A módszer megválasztásánál fontos a jó hatásfok, az ésszerűség és a gazdaságosság. A torkolati rendszerek tervezésénél az alábbi technológiákat lehet alkalmazni a környezeti hatások minimalizálása érdekében:

- Vízfelszín alatti bevezetés (tájesztétika)
- Sodorvonalba vezetés
- Meder alatti bevezetés pipacsóval (áramlástörő)
- Perforált cső kivezetés
- Keverővíz kivétele az R/S/D-ből
- Hűtőmedencék alkalmazása
- Szennyvízkezelési, tisztítási eljárások
- Speciális diffúzor-fejek alkalmazása
- Levegőztetés

Meder alatti perforált pipacsöves torkolati rendszer

Az úgynevezett tengeri torkolati rendszert (marine outfall system) a 60-as évek óta széles körben alkalmazzák világszerte a szennyvizek, ipari hűtő- és használt vizek tengerfenék alatti bevezetésére. Az utóbbi évtizedekben a növekvő ipari termelés eredményeképpen folyóvizekbe történő bevezetésekre is adaptálták ezt a technológiát.



12. ábra: A rendszer telepítése [forrás:<http://www.robinsonconstruction.com/markets/water/p&goutfall.html>]

A módszer lényege, hogy a szennyvíz bevezetése a víztestbe a meder alatt, rozsdamentes acél pipacső rendszerrel történik. Alkalmazásával optimalizálni tudjuk a vízfolyásba kibocsátott szennyvíz hígulási viszonyait. A csőrendszer áramlástörő geometriai kialakítása miatt csökkenti a szennyező csóvák kialakulásának esélyét. A szennyvíz áramlása itt lelassul, mivel a gravitációval ellentétes irányban kell mozognia, majd miután a diffúzor térbe jut, egyenletes sebességgel tudja azt elhagyni. A diffúzor szakasz perforált vagy speciális diffúzoros kialakítású lehet, a vége pedig minden esetben lehegesztett. A perforáció célja, hogy a szennyeződés ne egy pontszerű forrásként hasson, hanem a sodrással párhuzamosan nagyobb szélességbe oszlassa el a kibocsátott szennyvizet, meggátolva ezzel a szennyező csóvák kialakulását. A legjobb hígulási viszonyok elérése érdekében a perforált részt célszerű a folyó sodorvonalába pozicionálni, hiszen itt a legnagyobb a turbulens áramlás intenzitása. A meder alatti bevezetésnek azért van fontos szerepe, mert így a bevezetés során a víztestben konvekció lép fel, tehát a melegebb víz, kisebb sűrűségénél fogva felfelé áramlik. Ez a

jelenség nagymértékben növeli a hígítási hatásfokot, mind az esetleges oldott összetevők, mind a hőmennyiség tekintetében [5].

A hatásfok tovább növelhető hűtőmedence közbeiktatásával, ahol a termálvíz felesleges hőtartalmát a légkörnek adja át. Ez egy meglehetősen lassú üzemű, de ugyanakkor igen költségcsökkentő alternatíva lehet. Vízkivételi mű és keverő műtárgy telepítésével a hűtés és a hígítás meggyorsítható és szabályozott keretek között tartható. Ezzel a módszerrel elkerülhető a lokális imissziós határértékek átlépése. Sok szerves és szervesetlen tápanyagot tartalmazó szennyvizeknél az oxigénmérleg kedvező állapotának megőrzése céljából érdemes ejektorokat alkalmazni, melyek nagynyomású levegő befújásával segítik a víz oxigénnel való telítettségét [3].

A rendszer előnyei:

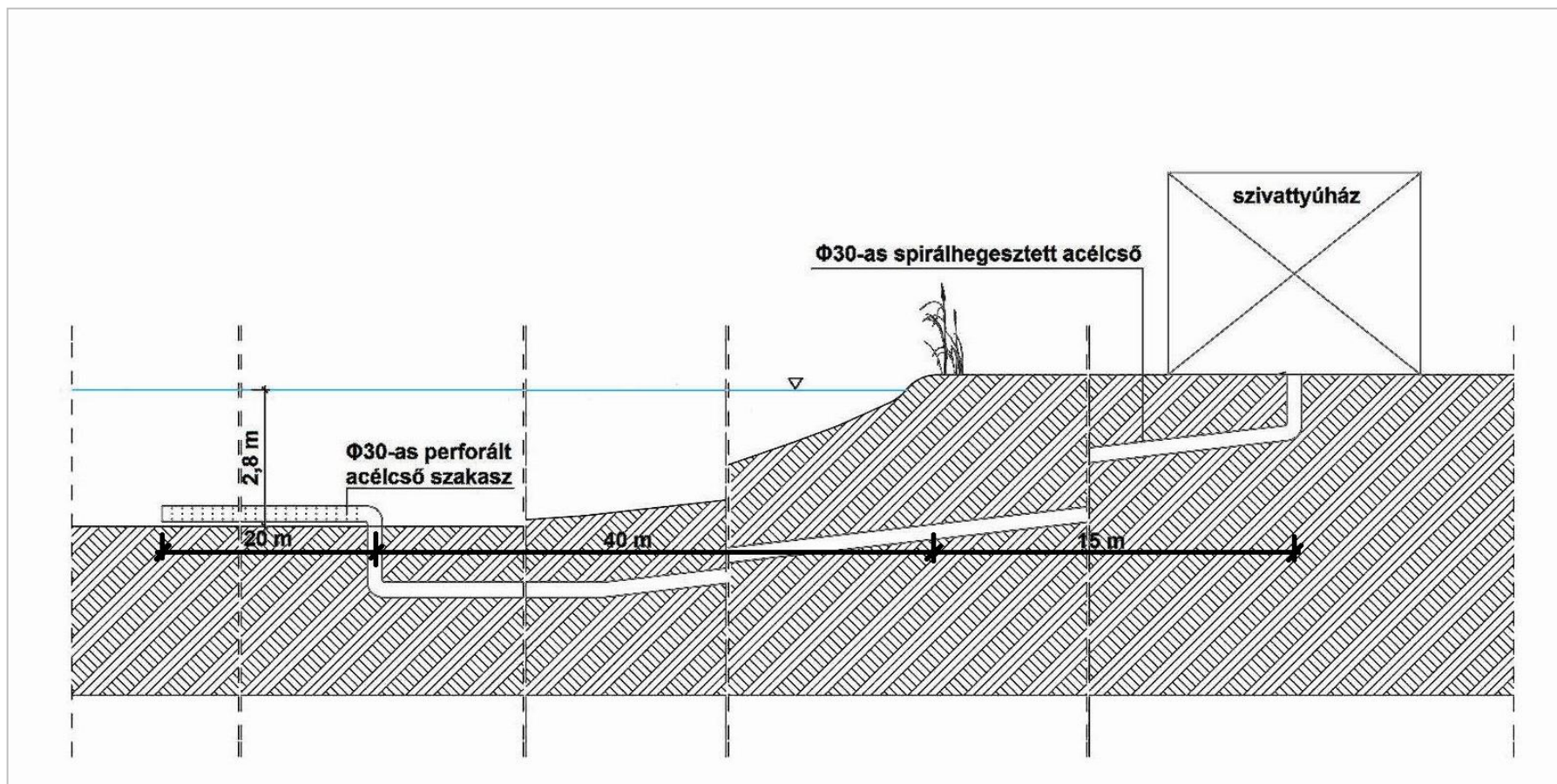
- ideális hígulási viszonyok
- szennyező csóva kialakulásának megakadályozása
- környezeti hatások gyakorlatilag minimálisra csökkenthetők
- humán patogén baktériumok nagyobb pusztulási rátája, mielőtt elérnék a partvonalat
- mivel meder alatt történik a bevezetés, nem befolyásolja a tájképet
- olcsóbb, mint a modern szennyvíz-kezelési technológiák

Hátrányai:

- kivitelezés költséges
- kivitelezés alatti esetleges környezetterhelések
- körülményes karbantartás, javítás

Az általam tervezett rendszer elemei (13. ábra)

- Megfelelő teljesítményű szivattyú
- $\Phi 30$ -as lejtő spirálhegesztett acélcső a meder alatt 55 m hosszú szakaszon bevezetve (a partéltől 40 m)
- Pipacsöves kialakítású áramlástörő
- Perforált diffúzor (20m): 0,25 m-enként sugárirányban 8 db 1 cm^2 -es furattal (Összesen $640\text{ db} = 640\text{ cm}^2$) a végén lehegesztéssel. A cső teljes keresztmetszete $\sim 660\text{ cm}^2$.



13. ábra: Perforált pipacsöves torkolati rendszer egy lehetséges kialakítása [saját tervezés]

7. Összegzés

Az elvégzett vizsgálataimból kiderült, hogy mind a kifolyó szennyvíz, mind az R/S/D minőségét illetően felmerülnek határérték túllépések. A vezetőképesség sokszor a kibocsátási érték felett van, ami nagy sókoncentrációra utal. A legkockázatosabb anyagok a kloridion, az ammóniumion, és a nitrát ion volt. Mivel ezen anyagoknál a háttérterhelés feltehetően a Dél-pesti szennyvíztisztítónak köszönhetően már önmagában is magas volt, ezért a túllépés nem írható egyértelműen a fürdő számlájára.

A használt termálvíz szerves anyag- és hőtartalma miatt az oxigén háztartásban kisebb zavarok valószínűsíthetőek. Ennek következtében az oxigéntartalmat vizsgálva Magyar szabvány szerinti két minőségi értéket romlott az R/S/D vize a bevezetés után.

A sótartalom elkeveredésének nyomon követésére használt modellről összességében elmondható, hogy jól teljesített és megfelelően tükrözte a méréssel megállapított értékeket. Tehát a modell megbízhatóan alkalmazható egyéb scenáriók felállítására is. A hőmérséklet kiegyenlítődési modellnél azonban a mért értékek jóval kedvezőbbre adódtak. Az eltérés valószínűleg abból ered, hogy az általam használt numerikus modell nem veszi figyelembe a levegő hűtő hatását.

Natura 2000 védelem alatt álló területről lévén szó, egyrészt az Európai Unió felé vállalt kötelezettségünk, másrészt, saját jól felfogott érdekünk a természeti értékeink megóvása. Ennek értelmében a hatósági oldalról a jogszabályi pontosításokra, üzemeltetési oldalról pedig műszaki beavatkozásra van szükség. Világos tény, hogy kulturális örökséggel bíró Csepeli Strandfürdő üzemeltetése és az R/S/D jó minőségi állapotának fenntartása nem mehet egymás rovására. Tehát R/S/D-re való tekintettel a szennyvízbevezetés jelen formája nem fenntartható. Azonban a fürdőre sem róható ki az az aránytalanul nagy többletköltség, amit egy korszerű szennyvízkezelési technológia kiépítése/beszerzése jelentene. Ezért egy köztes megoldást, a dolgozatban felvázolt perforált pipacsöves torkolati rendszer kiépítését javaslom, amely jelentősen megnövelné a bevezetett szennyvíz hígulásának hatásfokát.

A jövőben tervezem a termálvizek összetételének, hígulási folyamatainak további, részletesebb vizsgálatát, illetve az egyes termálvíz kezelési módok összehasonlítását, alkalmazhatóságuk és optimumaik meghatározását.

8. Irodalomjegyzék

- [1] Bácsai Attila: A Földhő hasznosítási módjai (I), Bioenergia, 2009
- [2] Balogh Jenő; Völgyes István: Termálvíz hasznosítás. Építőügyi és tájékoztatási központ, Budapest, 1986
- [3] Barótfi István: Környezettechnológia, Mezőgazda kiadó, Budapest, 2000
- [4] Bodnár Ildikó: Oktatási segédlet a Vízgazdálkodás- és vízminőség védelem II. c. tantárgy laboratóriumi gyakorlatához, DE-MK, Környezet- és Vegyészmérnöki Tanszék, 2013
- [5] Grace, Robert A.: Marine Outfall Construction - Background, Techniques, and Case Studies, American Society of Civil Engineers, 2009
- [6] Havancsák Károly: Mérési adatok kezelése és értékelése, Typotex, 2012
- [7] Juhász Árpád: Új Energia, A jövő lehetősége, Sprinter Kiadói Csoport, 2009
- [8] Lukács Gergely Sándor, Megújuló energiák könyve, Szaktudás Kiadó Ház, 2010
- [9] Mádlné Szőnyi Judit: A geotermikus energia, Grafon, 2006
- [10] Soós Péter: Magyar fürdőkalauz, Magyar Fürdőszövetség, 1997
- [11] Szűcs Péter, Sallai Ferenc, Zákányi Balázs, Madarász Tamás: Vízkészletvédelem - A vízminőség-védelem aktuális kérdései, Bíbor Kiadó, 2009
- [12] Takács János, Nagy Sándor: A Miskolci Egyetem Közleménye, A sorozat, Bányászat, 77. kötet, 2009
- [13] Tenk András: Csepel Természetföldtani Olvasókönyve, Flaccus Kiadó, 2001
- [14] Thomann, R.V. and Mueller, J.A.: Principles of Surface Water Quality Modeling and Control, Prentice Hall, 1987
- [15] Clement Adrienne: Vízminőségsszabályozás felkészülési segédanyag
http://www.epito.bme.hu/vcst/oktatas/feltoltesek/BMEEOVKIK08/hefop_ai11_vizmino_segszab.pdf letöltve: 2013.11.04
- [16] Jolánkai Géza: WQMCAL - Description of the CAL programme on Water Quality Modelling Version 2 Basic river and lake water quality models (with an outlook to "ecohydrological" applications
http://portal.unesco.org/en/files/39388/11896110471WQMCALversion2_Description.doc letöltve: 2013.11.04.
- [17] Koncsos László, Jolánkai Zsolt, Koncsos Tamás, Kozma Zsolt: Környezeti rendszerek modellezése
www.vkkt.bme.hu/feltoltesek/2011/09/kornyezeti_rendszerek_modellezese_msc_jegyzet_20110831.doc letöltve: 2013.11.04
- [18] Szilágyi Ferenc: Mérnökökológia (Felkészülési anyag)
http://www.vkkt.bme.hu/feltoltesek/2010/10/mmernokokologia_jegyzet_keptelen_2.doc letöltve: 2013.11.04

- [19] Szilágyi Ferenc, Clement Adrienne Gondolatok a használt hévizek felszíni befogadóba történő elhelyezéséről,
http://www.researchgate.net/publication/230874297_Gondolatok_a_hasznlt_hvizek_fel_szni_befogadba_trtn_elhelyezsrl, letöltve: 2013.11.04.
- [20] 275/2004. (X. 8.) Kormány rendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről
- [21] 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól
- [22] 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól
- [23] MSZ 12749 számú magyar szabvány
- [24] <http://www.gazvizsgalat.hu/vizsglakk.htm>, 2013.11.04.
- [25] [http://folyok.adatbank.transindex.ro/?kat=A%20biol%C3%B3giai%20v%C3%ADzmin%C5%91s%C3%ADt%C3%A9s%20m%C3%B3dszerelm%C3%A9lete&fid=\)](http://folyok.adatbank.transindex.ro/?kat=A%20biol%C3%B3giai%20v%C3%ADzmin%C5%91s%C3%ADt%C3%A9s%20m%C3%B3dszerelm%C3%A9lete&fid=)), 2013.11.04.
- [26] <http://www.greenfo.hu/hirek/2012/09/04/geotermikus-energiahasznositas-kornyezeti-hatasai>, 2013.11.04.
- [27] <http://www.termalfurdo.net/cikk/6>, 2013.11.04.
- [28] <http://www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/kiadvanyok/fav/tvkm/tvkm05.htm>, 2013.11.04.
- [29] <http://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDFPublic.aspx?site=HUDI20042>, 2013.11.04.
- [30] http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0010_1A_Book_02_Alkalmazott_talajtan/ch11s04.html, 2013.11.04.
- [31] <http://www.martonivizesek.hu/kornyezetunk/tanulmany-a-dunarol/>, 2013.11.04.
- [32] <http://eng.unideb.hu/userdir/kornyezet/images/laborok/lab.pdf>, 2013.11.04.
- [33] http://www.terport.hu/webfm_send/2535, 2013.11.04.
- [34] http://www.kdvkovizig.hu/rsd_frame.htm, 2013.11.04.
- [35] http://www.akvariummagazin.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=193:nitrogtartalmuagok-hat-az-akvum-leire&catid=25:ltals&Itemid=154, 2013.11.04.
- [36] A KDV-KTVF elektronikus adatbázisából vett adatok