PANNON EGYETEM

GEORGIKON KAR

KESZTHELY

Állattudományi Tanszék

DOKTORI (Ph.D.) ÉRTEKEZÉS

Festetics Doktori Iskola

Kombinált (intenzív-extenzív) harcsanevelési technológia elemeinek vizsgálata a környezeti és termelési paraméterek függvényében

DOI:10.18136/PE.2019.701

Témavezetők:

Dr. Bercsényi Miklós

Dr. Gál Dénes

Készítette:

Beliczky Gábor Péter

Keszthely

- 2019 -

KOMBINÁLT (INTENZÍV-EXTENZÍV) HARCSANEVELÉSI TECHNOLÓGIA ELEMEINEK VIZSGÁLATA A KÖRNYEZETI ÉS TERMELÉSI PARAMÉTEREK FÜGGVÉNYÉBEN

Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem
Festetics Doktori Iskolája keretében
Állattenyésztési tudományágban

Írta: Beliczky Gábor Péter

Témavezetők:
Dr. Bercsényi Miklós és Dr. Gál Dénes

Elfogadásra javaslom (igen / nem) ……. ...……
(Témavezetők)

A jelölt a doktori szigorlaton .....%-ot ért el,
Keszthely, …….. ……
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: …..... …..... igen /nem
…….
(Bíráló)

Bíráló neve: …..... …..... igen /nem
…….
(Bíráló)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján .....%-ot ért el.
Keszthely, ……..
…….
a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése: ….....
Keszthely, ……..
……
Az EDHT elnöke

Tartalomjegyzék

1. Kivonat ... 7
2. Abstract ... 8
3. Auszug ... 9
4. Bevezetés ... 10
5. Célkitűzések ... 12
6. Szakirodalmi áttekintés ... 13
   6.1. A haltermelés szempontjából meghatározó fizikai-kémiai paraméterek ... 13
   6.2. A vízi élettérben lejátszódó releváns anyagcsere folyamatok ... 38
   6.3. Haltenyésztés kombinált rendszerekben ... 47
   6.4. A harcsa (*Silurus glanis* L.) jelentősége és aktualitása az akvakultúrában ... 55
7. Anyag és módszer ... 56
   7.1. Laboratóriumi hal-anyagcsere vizsgálat ... 56
   7.2. Laboratóriumi tápanyagdinamika vizsgálat tavi üledék felhasználásával ... 57
   7.3. *In situ* tápanyagterhelés vizsgálata intenzív tavi technológia alkalmazásakor ... 59
      7.3.1. *In situ* kísérlet (2013) ... 59
      7.3.2. *In situ* kísérlet (2017) ... 60
   7.4. A vizsgálatok kiértékelésének statisztikai módszerei ... 61
8. Eredmények ... 63
   8.1. Laboratóriumi hal-anyagcsere vizsgálat ... 63
   8.2. Laboratóriumi tápanyagdinamika vizsgálat tavi üledék felhasználásával ... 68
   8.3. *In situ* tápanyagterhelés vizsgálata intenzív tavi technológia alkalmazásakor ... 70
      8.3.1. *In situ* kísérlet (2013) ... 70
      8.3.2. *In situ* kísérlet (2017) ... 75
9. Következtetések és javaslatok ... 101
10. Összefoglalás ... 106
11. Irodalomjegyzék ... 108
12. Tézispontok ... 121
13. Thesis points ... 123
14. Köszönetnyilvánítás ... 125
15. Függelék ... 126
16. Publikációk ... 135

1. Kivonat

A harcsa (*Silurus glanis* L.) intenzív termeléstechnológiájának hazai bevezetése előtt számos vizsgálatot kellett és kell elvégezni. Munkám során az intenzív haltenyésztés környezeti aspektusait vizsgáltam, a termelési paraméterek függvényében. A vizsgált környezeti indikátorok (hőmérséklet, oldott oxigén koncentráció, pH, EC, NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N, TN, PO_4^{3-}-P, TP, KOIk, klorofill-a, feopigment) a szakirodalmi utalások és egyéni lehetőségek szerint lettek kiválasztva.

Laboratóriumi körülmények között meghatároztam a precíziós harcsatermelés melléktermékeként vízben megjelenő elsődleges környezetterhelő szervetlen, oldott nitrogénformák mennyiségét, dinamikus változását. Kimutattam, hogy az alkalmazott három, különféle fehérje tartalmú haltáp alkalmazása mellett a legalacsonyabb fehérje tartalmú táp etetése eredményezte a legmagasabb relatív NH_4^+-nitrogén kiválasztást, míg a legmagasabb fehérjetartalmú a legkisebbet.

Megvizsgáltam a harcsa*faeces* bomlási dinamikáját is, mely jelentős további, közvetett vízszennyező komponens. A szerves anyagban tárolt nitrogén feltáródásának és további transzformációs folyamatainak megértéséhez természetes tavi üledéket használtam, mely nyíltszíni precíziós technológi alkalmazásakor is kulcsfontosságú környezeti tényező.

Valós, in situ tavi termelési körülmények között, a laboratóriumi tapasztalatokat is felhasználva, további ismereteket szereztem a vízminőség-változásról és a termelési technológia környezetre gyakorolt hatásáról.

Adatelemző módszerekkel (auto- és keresztkorreláció, lineáris regresszió, Box-plot analízis) igazoltam egyes vízminőség-jelző paramétereknek, illetve paraméterpároknak az alkalmazott haltermelési technológiától függő dinamikus változását. Számos esetben találtam azonban a külső környezeti hatásokhoz igazodó, így a halneveléstől független paraméter változást is.

Kulcsszavak: intenzív haltermelés, harcsa (*Silurus glanis* L.), haltáp, környezeti terhelés

2. Abstract

The changing market demad in Europe is shifting the fish production – instead the traditional cyprinid pond culture – towards the high value predatory fishes as European catfish (*Silurus glanis* L.). The new production technologies of these species are based on pellet feeding at intesive conditions. Since the effluent waters of the intensive fish culture systems may have a negative impact on the environment studies on the correlation of production parameters and the environmental impacts are required.

The types of production (closed or open pond), feed and feeding, growth and survival were assessed in function of environmental parameters as temperature, dissolved oxygen, pH, EC, NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N, TN, PO_4^{3-}-P, TP, COD, chlorophyll-a, and phaeopigment. The concentration dinamic of primary pollutant nitrogen forms at intensive catfish production was determined both in laboratory and *in situ* farm experiments. Applying three feeds of different protein contents showed that there was a negative correlation between the protein level and the relative NH_4^+-N excretion.

Keywords: intensive fish production, European catfish, *Silurus glanis* L., fish feed, environmental load.

3. Auszug

Die sich verändernde Marktnachfrage in Europa verlagert die Fischproduktion statt der traditionellen Cyprinid-Teichkultur - in Richtung der hochwertigen Raubfische als europäischer Wels (*Silurus glanis* L.). Die neuen Produktionstechnologien dieser Arten basieren auf der Pellet-fütterung unter intensiven Bedingungen. Da die Abwässer der intensiven Fischkultursysteme die Umwelt negativ beeinflussen können, sind Untersuchungen zur Korrelation der Produktionsparameter und der Umwelt-auswirkungen erforderlich.

Die Produktionsarten (geschlossenes Sytem, oder offener Teich) Futter, Fütterungsregime, Wachstum und Überleben wurden in Abhängigkeit von Umgebungsparametern wie Temperatur, gelöstem Sauerstoff, pH, EC, NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N, TN, PO_4^{3-}-P, TP, COD, Chlorophyll-a und Phaeopigment beurteilt. Die Konzentrationsdynamik der primären Schadstoffstickstoffformen bei intensiver Welsproduktion wurde sowohl in Laborversuchen als auch in *in situ* Versuchen ermittelt. Die Anwendung von drei Futtermitteln mit unterschiedlichen Proteingehalten zeigte eine negative Korrelation zwischen dem Proteingehalt und der relativen NH_4^+-N Ausscheidung.

Schlüsselwörter: intensive Fischproduktion, europäischer Wels, *Silurus glanis* L., Fischfutter, Umweltbelastung.

4. Bevezetés

Magyarországon az egy főre jutó halfogyasztás hosszú évek átlagában 4,5-5,5 kg/fő/év értékek között ingadozik. Fontos megjegyezni, hogy az elemzések nem tesznek különbséget az élő súlyú és a késztermékként feldolgozott haláru között. Egy 2013-ban bevezetett, új értékelési módszertant alkalmazva a 2015. évi fogyasztási adatok már 6,34 kg/fő eredményt mutatnak. Tovább torzíthatja a statisztikát a horgászcélú fogások és fogyasztások alacsony szintű bejelentési morálja, továbbá a nem jogszerűen megszerzett halhús mennyisége is (Csörgits és mtsai., 2016).

A haltermelési technológiák fejlődésével legfontosabb haszonhalunk, a ponty (*Cyprinus carpio* L.) termelésében (étkezési korosztály, 2017) 8,6%-os növekedés figyelhető meg, mely továbbiakban a kereslet növekedéséhez történő alkalmazkodás és az exportlehetőségek bővülésének köszönhető (Gábor és mtsai., 2018). Ez a növekedés örvendetes, de volumenben képtelen lépést tartani a világpiaci trendekkel. A pangasius (*Pangasius hypophthalmus* S.) importjának jelentős (-25%, 2013/2017) visszaesése figyelhető meg az utóbbi években, mely a fogyasztói negatív előítéleteknek, és az egyéb fajok esetében tapasztalt növekvő kereskedelemnek köszönhető (Internet 5). A harcsa piaci részesedésében jelentős lehetőségek rejlenek még, így Európa hal importjának egy részét bizonyosan képes lesz a jövőben lefedni.

Az európai halfogyasztási átlag ~23-25 kg/fő/év, ennek 1/4-1/5–e csupán a magyar fogyasztás, és ezzel az EU-ban az utolsó helyen állunk. Keleti szomszédunk, Románia messze megelőz minket, de ott számításba kell venni a tenger által nyújtott adottságokat és így az eltérő étkezési kultúrát is. Szlovákiában és Csehországban - hozzánk hasonlóan - csak édesvízi halgazdálkodást folytatnak, mégis kétszeresen túlszárnyalják a magyar halfogyasztási eredményeket (Csörgits és mtsai., 2016).

Szerencsére a helyzet évről-évre javuló tendenciát mutat. Az ágazat jövedelmező képessége és a beruházási, továbbá innováció irányába mutató fejlesztések egyre nagyobb teret kapnak. A lakosság általános egészségügyi helyzetét tekintve fontos, hogy versenyképes magyar halat (is) fogyasztva előnyös élettani és hosszú távon megtérülő hatásokkal számolhatunk (Zhang et al., 2000), melyek államháztartási szinteken is bizonyosan jelentkezni fognak.

A Pannon Egyetem Georgikon Karán, Keszthelyen, 8-10 éve megfogalmazásra került egy cél: teremtsük meg a termelés-technológiai feltételeit annak, hogy a harcsa (*Silurus glanis* L.) magyarországi termelési volumene nagyságrendekkel növekedjen a korábbi évtizedekhez képest. A korábbi próbálkozások, azaz az intenzív technológia kifejlesztése különféle okok miatt megrekedt.

A hazai haltermelés növelése elsősorban az intenzív haltermelés felfuttatásával lehetséges, amelyben a szürke harcsa nagy potenciállal rendelkezik. Szálkamentes, igen jól nevelhető pelletált, teljes értékű haltakarmányon. Más ragadozó halunkhoz képest (csuka - *Esox lucius* L., süllő - *Sander lucioperca*

L.) kevésbé érzékeny a kannibalizmusra, jól tűri a vízminőség romlást és az oxigénhiányos időszakokat. Télálló és kimagasló a technológia tűrése (lehalászás, válogatás, kezelések stb.). Az afrikai harcsával (*Clarias gariepinus* B.) ellentétben nem igényel geotermikus vizeket, de a harcsafélékhez hasonlóan ez a faj is 20-22 °C-os vízhőmérséklet felett növekszik igazán. Ezek az adottságok hazai tógazdasági körülmények között már kora májustól akár október közepéig fennállnak.

A világban egyre növekvő takarmánynyersanyag-hiány (halliszt, halolaj) problémáját módszeresen kifejlesztett és a faj, korosztály aktuális igényeinek megfelelő haltápok előállításával lehet kompenzálni. Ma már a környezeti-természetvédelmi szempontok egyre súlyozottabban kerülnek előtérbe, ha intenzív állattenyésztő technológiáról beszélünk. A zárt, vagy nyitott, továbbá recirkulációs, átfolyóvizes, illetve a hagyományos halastavi és precíziós technológiák kombinációját alkalmazó rendszerek környezeti terhelése függ a haltermelési technológiától (Péteri és mtsai., 2013). Az intenzív haltermelés során arra kell törekedni, hogy a halnevelő rendszerekből elfolyó víz a lehető legkisebb mértékben terhelje a befogadó vizeket (El-Gohary et al., 1995).

Nagy figyelmet kell fordítani az állategészségügyi rizikó faktorokra, és a problémás parazitáktól mentes állomány elérését, az aktuális és egyre szigorodó szabályozásoknak megfelelően kell kialakítani. A faj „vad” genetikai háttere további, a domesztikáció irányába mutató kutatást igényel, így modern biotechnológiai módszerek segítségével rövid időn belül, egy-két generációs idő alatt jelentős genetikai előrehaladásra lehet számítani.

A magyar haltermelő ágazat - köszönhetően az amúr és a busa fajok sikeres betelepítésének - pontydominánsi, polikultúrás termelési szerkezetre állt rá és a hagyományos, nagy méretű halastavakra ma is ez jellemző. A fogyasztói szokások változásával a vásárlók egyre inkább a szálkamentes, magasabb értéket képviselő fajok irányába fordulnak és meg is fizetik azt, akár Magyarországon, akár Európa más országaiban. A nagy mennyiségű, intenzíven, vagy kombinált rendszerekben előállított ragadozó halhús, a belőle előállított fél- vagy késztermék minőségi váltást és kitörési pontot jelenthet a magyar haltermelő ágazatnak.

5. Célkitűzések

Doktori munkám célkitűzései, a kombinált harcsatermelési technológia környezeti és természetvédelmi részfeladatai köré összpontosulnak. Mérhető, számítható és esetleg jósolható vízfizikai-kémiai változások nyomonkövetésével kívánom mérhetővé tenni a technológia közvetlen környezetre gyakorolt hatásának egy részét. Célom megismerni, hogy egyes nevelési módszerek és azok kombinációja, illetve a kísérő termelési paraméterek milyen összefüggésben vannak az egyes környezeti tényezőkkel, illetve azokra milyen mértékben hatnak.

Dolgozatomban laboratóriumi, izolált körülmények között vizsgálom a zárt rendszerű intenzív harcsanevelés közvetlen, kopoltyún át vízteret érintő terhelő elemeit (szervetlen nitrogén) és azok dinamikus változását.

Célom mikrokozmosz modell egységekben megvizsgálni az intenzív tavi harcsanevelés során keletkező ürülékben deponált szerves nitrogén frakció feltáródását és további transzformációs folyamatait.

Ugyancsak célom, hogy - a laboratóriumi ismereteket is felhasználva - pontosabb képet kapjunk az intenzív üzemi tavi harcsatermelés környezeti hatásairól, a termelés-technológiai paraméterek függvényében.

A zárt kontrollált és az *in situ* vizsgálatok eredményeit és tanulságait összegezve, ajánlásokat kívánok tenni egy fenntartható haltenyésztési technológia kialakítása érdekében.

Kutatócsoportunk és együttműködő partnereink számára a közös, hosszú távú cél az, hogy tökéletesítsük a termelési technológiát és így rövid időn belül Magyarország legyen a harcsatermelés európai központja.

6. Szakirodalmi áttekintés

6.1. A haltermelés szempontjából meghatározó fizikai-kémiai paraméterek

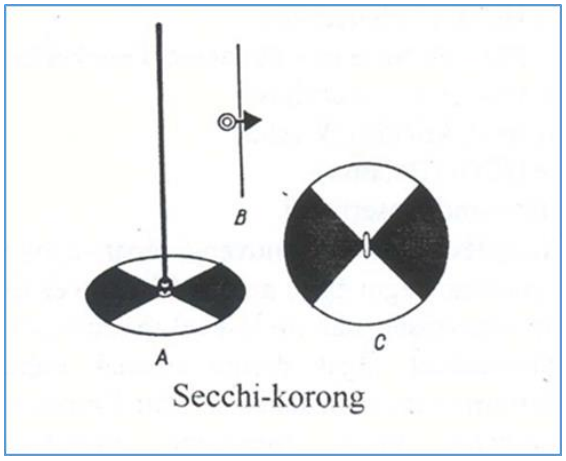
Egy rendszerben használható haltermelési módszer alkalmazhatósága erősen függ a rendszerre „nehezedő” - környezeti abiotikus és biotikus - hatások mértékétől, melyek a technológia produktivitását nagyban befolyásolják. A következő fejezet egy áttekintés a rendszertől független környezeti változók, illetve a termelés szempontjából releváns (függő) biológiai hatások körében.

Fény

A napsugárzás kb. 30 %-a direkt sugárzás formájában lejut a Föld felszínére, kb. 20 %-a diffúz égsugárzásként szóródások és visszaverődések után éri el a Föld felszínét, a maradék hozzávetőleg 50 % elnyelődik a légkörben, vagy visszaverődik. A halastó felületére jutó fénynek csak egy része jut be a vízbe, más része reflektálódik. A visszaverődés mértéke függ a beesés szögétől és a vízfelszín egyenetlenségétől. A vízbe behatoló fény megtörik, mivel a víz törésmutatója nagyobb, mint a levegőé. A bejutott fény egy részét a víz elnyeli és részben hővé alakul, másik részét a vízben lebegő szervetlen és szerves részecskék, élőlények szórják (Felföldy, 1981; Dévai és mtsai., 1992).

Az átvilágított, produktív fotikus réteg vastagsága a víz átlátszóságától függ, melyet a benne lebegő különböző anyagok, oldott huminvegyületek, fito- és zooplankton állomány, az aljzat színe, borítottság stb. befolyásolnak (Felföldy, 1981).

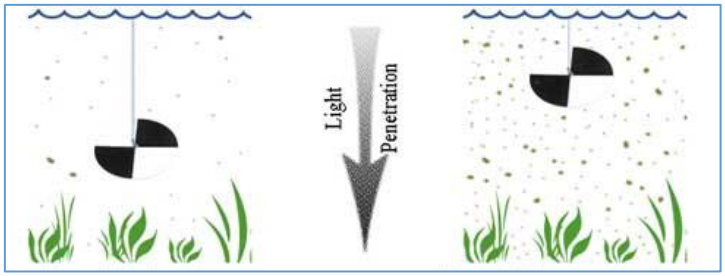
A fotikus réteg vastagságának megállapítására fotometria elvén működő mérést alkalmaznak, vagy ún. kvantum szenzort. Az utóbbi használatához pontosan ismerni kell a lebegő részecskék mennyiségét (szerves és szervetlen) és azoknak a fényszórásra gyakorolt hatását (Padisák, 2005). A Secchi-korong (1. ábra) egy igen egyszerű eszköz, centiméter beosztású zsinóron függő kb. 20 cm átmérőjű, 2 fekete és 2 fehér körcikkre osztott korong. Olyan mélységig kell a vízbe engedni, hogy az éppen eltűnjön, majd leolvasható a függőn a cm érték. Ez az ún. Secchi-átlátszóság (Lampert & Sommer, 2007). Vizeinkben ez az érték néhány 10 cm szokott lenni és maximum 1-4 méter lehet (Keresztessy és mtsai., 2015). Bármely nyíltvízi termelő egység állapota és ezzel összefüggésben a víz átlátszósága évszakonként változik az algadenzitásnak, vagy az aktuálisan jelen lévő egyéb lebegő anyagoknak köszönhetően (2. ábra).



1. ábra: Az átlátszóság meghatározásához használt legegyszerűbb eszköz
(A: használat közbeni oldalnézet, B: oldalnézet, C: felülnézet)
(Felföldy, 1981)

Hazai tógazdasági gyakorlatban a fél-intenzív, pontydomináns, polikultúrára alapozott termelési szerkezet magas algaszámot és csekély átlátszóságot eredményez. A ponty (*Cyprinus carpio* L.) táplálékkereső habitusa (ún. *bioturbáció*) különösen kedvez a fitoplankton állomány erősödésének, mivel az üledékben deponált szerves és szervetlen anyagok újra hozzáférhetővé válnak a tavi ökoszisztémában (Horváth, 2000; Ritvo et al., 2004).

Monokultúrában, intenzív tavi körülmények között nevelt pontyok esetében a magas klorofill koncentráció - mely gazdag algabiomasszára utal – hajnali oldott oxigén hiányhoz vezethet, mely technológiai beavatkozást igényel.



2. ábra: Secchi-korong gyakorlati használatban
(magas átlátszóság = alacsony alga produkció, kevés hozzáférhető tápanyag (balra),
alacsony átlátszóság = magas alga produkció, magas tápanyag-terhelés (jobbra), a fény áteresztés függvényében)
(Internet 6)

Nyitott, átfolyóvizes (pl. pisztrángos gazdaságok) és zárt, recirkulációs precíziós rendszerekben nincs jelentősége az átlátszóság és az alga biomassza kapcsolatával foglalkozni, mivel ilyen termelési szerkezetek mellett ez nem jelentős. Ha esetileg kisebb mennyiségű algaszervezet megjelenik a nevelőtérben, akkor az technológiai hiányosságnak köszönhető és semmiképp sem vesz részt a takarmányozásban. E rendszerekbe a tápanyagot kizárólag teljesértékű haltápok formájában juttatják be.

Hőmérséklet

A víz fajlagos hőkapacitás értéke igen magas (4,1813 kJ/kg*K, 25°C-on). A felmelegedése és lehűlése lassú folyamat, nagy mennyiségű energiát köt le, illetve szabadít fel. Felmelegedéskor sok hő kötődik le anélkül, hogy a víz hőmérséklete jelentősen emelkedne, tehát sok hő tárolódik benne, ezért a vízi hőklíma egyenletesebb a légkörinél. A halak esetében nagy a hőmérsékleti kitettség az anyagcsere-folyamatok tekintetében, ún. *poikilotherm* (változó testhőmérsékletű) élőlények. Termelési szempontból fontos ismerni az adott faj hőmérsékleti optimumát, mely érték a hal korától és fejlődési állapotától is függ. A hőmérsékleti optimum más-más érték lehet a növekedés, a szaporodás, vagy akár a takarmányértékesítés szempontjából is (Horváth, 2000).

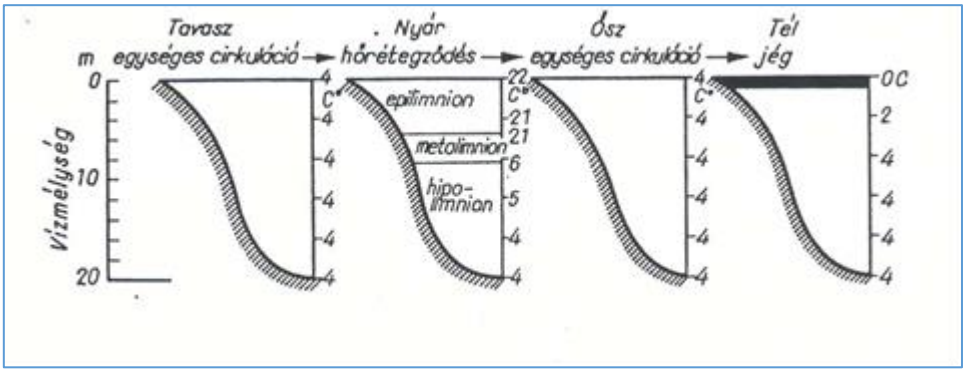
A természetesvízi, illetve halastavi gazdálkodás szempontjából kiemelkedően fontos abiotikus jelenség a hőrétegzettség kialakulása, ill. annak változása. A hőkicserélődés elsősorban a víz felszíne és a levegő között zajlik, ezért a víz felszínén nagyobb a hőingadozás, mint a mélyebb rétegekben. Már sekély vizekben is kialakulhat múló rétegzettség, de a mélyebb állóvizekben évszakfüggő hőrétegzettség alakul ki (Tahy, 1997).

Tavasszal, a víz fokozatos felmelegedésével elérkezik az az állapot, mikor az állóvíz teljes egészében 4°C-os, így felületi vízrétegek már gyenge szél hatására is horizontálisan elmozdulnak. A víz egész tömege azonos hőmérsékletű és sűrűségű, az ellenáramlás a mederfenék közelében halad. Ekkor az egész tó teljes vízkészlete felkeveredik, a vízben oldott tápanyagok, gázok összekeverednek, ez a tavaszi teljes cirkuláció. Nagy területű, többéves periódusban halászható termelő egységek esetében (pl. Marcali-víztározó, 400 ha szabad vízfelület) e folyamatnak nagy jelentősége van a tápanyagok reciklizációjában.

A víz felső rétege tovább melegszik, majd a szél hatására a melegebb vízréteg elmozdul. Az ellenáramlás a felszíni és mélyebb, 4°C-os vízrétegek közti hőmérsékleti és sűrűség különbség miatt a meleg és a hideg vízréteg határán fog elindulni. A további melegedéssel egyre nagyobb lesz a felületi és mélységi vízrétegek közti sűrűségi, valamint hőmérsékleti különbség, míg végül kialakul a felső, magasabb hőmérsékletű réteg, az *epilimnion*. A mélyebb, hűvösebb réteg, a *hipolimnion*, majd e kettő határán egy keskeny váltóréteg (*metalimnion*, vagy *thermocline*) alakul ki. Ez a jelenség csak mélyebb tavak nyári víztömegének rétegződésére érvényes.

Az *epilimnion*ban a napi hőmérséklet-változások követhetők nyomon, mely a szél és a hőáramlás hatása. A *hipolimnion* mélyen fekvő hűvös rétegének víztömege nyugalomban van, vagy saját áramlásai vannak. Ez egy nyári pangó időszak, amikor direkt hőmérsékleti rétegződés jellemző. A hőmérséklet a víz felszínétől a mélység felé csökken és a fény, illetve a tápanyagok hozzáférhetősége együttesen szabályozza a produkció sebességét (Schwoerbel, 1987).

Ősszel a felszíni vízréteg hűlni kezd, majd a 4°C-ot elérő rétegek lesüllyednek. Sűrűségük ekkor a legnagyobb, helyükbe még melegebb rétegek áramlanak. Ez a folyamat mindaddig tart, míg az egész víztömeg el nem éri a 4°C-os hőmérsékletet. Ekkor megszűnik a rétegek közt korábban fennállt és a kavarodást akadályozó termális ellenállás, majd a víz egész tömege - a tápanyagokkal, oldott gázokkal együtt - összekeveredik. Ez az őszi teljes cirkuláció (3. ábra) (Sebestyén, 1963).



3. ábra: Mérsékelt égövi nagy tavak hőmérsékleti viszonyai, évszakos bontásban (Sebestyén, 1963)

A 4°C-os víz sűrűsége a legnagyobb, így a mélységi zónában marad, a felszín viszont tovább hűl. Amint eléri a 0°C-t, szélcsendes időben megindul a jégképződés. Ez a téli fordított, indirekt rétegződés. Ennek az állapotnak óriási biológiai jelentősége van mind természetesvízi, mind halastavi gyakorlatban. Lehetővé válik, hogy a mérsékelt égövi vizekben élő állatok fagymentesen, minimális szintre redukált anyagcsere-folyamatokkal átvészeljék a telet (Sebestyén, 1963; Cvancara, 1989; Tahy, 1997; Horváth, 2000). A lelasult fiziológiai folyamatok következtében a halak kiválasztása minimális anyagcsere végterméket produkál a víztérbe, így telelésre, a nevelési állapotokhoz képest sokszoros telepítési sűrűségre összegyűjthetők, kisméretű telelő tavakba betárolhatók. Hosszú és komoly fagyok esetén, sekély, az évek során nagy mennyiségű üledéket felhalmozó (ún. „feliszapolt") halastavakban a víz hőpuffer kapacitása romlik, így a vermelő halak túlhűlhetnek, megfázhatnak. Az ebből adódó immunrendszeri törés a tavaszi felmelegedés - és az így fokozódó anyagcsere - hatására bontakozik ki. Jelentős elhullásokat okozhat extenzív és fél-intenzív termelési szerkezet esetén.

Fontos megemlíteni, hogy az intenzív, zártrendszerű technológiák alkalmazásakor változó mennyiségű, hulladék hővel - és egyéb szennyezőanyagokkal - terhelt víz hagyja el a haltermelő egységeket, mely közvetve, vagy közvetlenül élővizeket érinthet. Tavasszal, ősszel a technológiai „hőhulladék" a termelés előnyére is válhat, nyáron gyakorlatilag irreleváns. Téli időszakban problémát jelenthet, mert egy extenzív halastóba, esetleg természetes vízbe időszakosan vezetett technológiai elfolyóvíz (hasonlóan az atom- és hőerőművek technológiai hulladékához) feleslegesen aktivizálja a nyugalmi állapotban lévő halak anyagcseréjét. Kombinált rendszerekben, időszakos probléma a tápanyagokkal terhelt vizek menedzsmentje, mivel sem egy extenzív tavi ökoszisztéma, sem egy

természetes, vagy létesített wetland nem tudja feldolgozni a salakanyagokat vegetációs időszakon kívül (Lakatos, 1998). Ilyen esetekben tároló-puffer tavak használata javasolt, ahol a haltermelési technológia vízcsere igényéből adódó elfolyóvizet akár több hónapon keresztül is tárolhatják (pl.: HalHáz Kft. (Panarini) haltermelő telepe, Szentgyörgyvár-Felsőmándpuszta).

Légköri jelenségek: szél, légnyomás, csapadék viszonyok, holdfázisok stb.

A földi légkör, felszínnel határos rétege a troposzféra. Az időjárási jelenségek, fluktuációk nagyrészt itt zajlanak. A meteorológiai tényezők egyrészt közvetlenül befolyásolják a halak viselkedését, étvágyát, anyagcseréjét, másrészt a víz hőmérsékletének és oldott oxigénviszonyainak változtatásán keresztül fejtik ki hatásukat (4. ábra) (Wilhelm, 1990).

Az oldott oxigén mennyisége több tényezőtől függ. A hőmérséklet és az oxigén viszonya fordítottan arányos, míg a légnyomás csökkenésével szinkronban változik a fizikálisan beoldható oxigén mennyisége. Heves légköri jelenségek - pl. zivatarok - előtt, a hirtelen lecsökkenő légnyomás erőteljesen csökkenti a felvehető oldott oxigén mennyiségét. Ez a halak átvágyát kedvezőtlenül érinti. Az időjárás normalizálódása után, a légnyomás emelkedésével és a kissé visszahűlt vízhőmérséklettel együtt nő meg az oldott oxigén koncentráció, majd nő a halak táplálékfelvétele (Tahy, 1997; Horváth, 2000).

NAPSZAKOK		
nappal/éjszaka		
hajnal/alkonyat		**METEOROLÓGIAI TÉNYEZŐK**
		vihar/zivatar/csendes eső
HIDROLÓGIAI VISZONYOK		hideg-/melegfront
áradás/apadás	**A halak étvágya**	ciklon/anticiklon
vízhőm. emelkedés/csökkenés		derült/felhős égbolt
tiszta/zavaros víz		szélirány/erősség
		légnyomás változás
HOLDFÁZISOK		
újhold/telihold		

4. ábra: A halak táplálékfelvételét befolyásoló tényezők.
(Wilhelm, 1990 nyomán, Beliczky által átdolgozva)

Jól tudják ezt a horgászok, illetve illő odafigyelniük ezekre a jelenségre a halasgazdáknak is. A túletetés, feleslegesen beszórt takarmány, magas biológiai értékű táp csak vízminőség-romlást eredményez, mivel a bakteriális feltárás további oxigént von el a rendszertől.

Vízmozgások

A hidrodinamikai jelenségeknek nevezett változások nagyban befolyásolhatják az adott időben alkalmazott haltermelési technológia sikerességét, környezeti hatásait. Turbulenciáról, a víztestben bármely irányba ható-változó áramlási sebességek esetén beszélhetünk. Legfőbb mozgató ereje a szél, mely egy bizonyos erősség után örvényképződést generál, így a vízfelszín homogenizálását (be- és kioldódó gázok, tápanyagok keverése) eredményezi. Hazai, nagy felületű, ám sekély termelő halastavainkban a plankton állomány mennyiségét nagyban befolyásolja e turbulenciamező vertikális kiterjedése (Padisák, 2005).

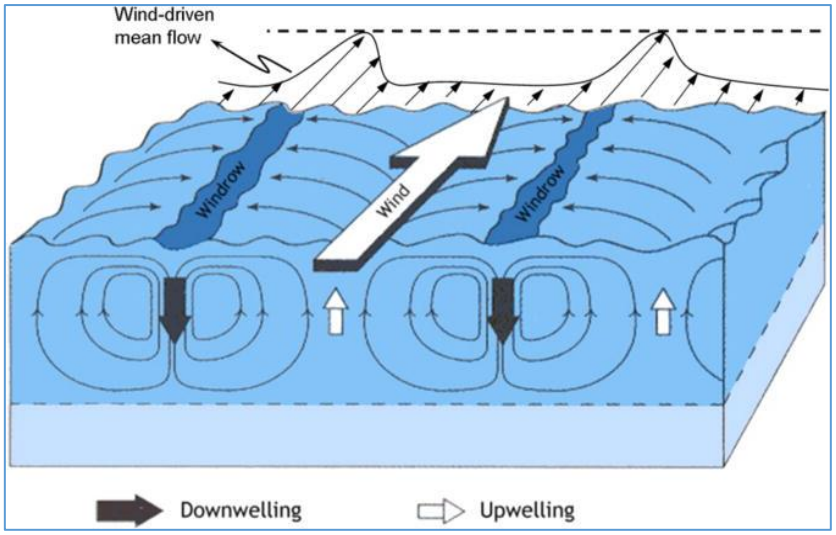
Ha szél erőssége elér egy küszöbértéket, áramlást generál, melynek határozott struktúrája, ún. *Langmuir-féle barázda* szerkezete van (5. ábra). Ezek a szél irányával megegyező, párhuzamos fővonalak, melyekkel spirál alakú áramlási mellékvonalak haladnak együtt (Leibovich, 1980).

A konvergáló mellékvonalak és a divergáló fővonalak mentén bizonyos plankton szervezetek (pl. *Daphnia sp.*, fontos szűrő-ülepítő funkciót látnak el, jelentős haltáplálékok) napszakos előfordulási valószínűséget mutatnak, mely a tavi ökoszisztéma tápanyagforgalma miatt lényeges tényező (Stavn, 1971). Ezeket a „cellákat" a vízkémiai monitorozás alkalmával ismerni kell és ennek megfeleően homogén gyűjtésre kell törekedni.

Tólengés jelenség (*seiche*) szintén a szél, és az általa generált légnyomásbeli különbség eredménye, mely kifejezetten nagy tavakra jellemző (pl. Balaton), horizontális áramlási forma. Hatása megkérdőjelezhetetlen a tavi tápanyag-transzformációs folyamatokra nézve.

A konvekciós áramlások, eltérő sűrűségű oldatok között jönnek létre. E különbség eredhet napi hőmérséklet szélsőségekből, illetve eltérő ionösszetételből. Nagy tavaknál, tározóknál a kiegyenlítő hatás jelentős, míg kisebb (halastavi) egységeknél a víz tartózkodási, ún. retenciós idejétől nagyban függ e hatás mértéke.

Sekély tavaknál jelentős tápanyagforgalmi jelentősséggel bír a hullámzás, mely képes a teljes víztestet átmozgatni és a kiülepedett szerves és szervetlen részecskéket felkeverni. E hatás – amellett, hogy az üledékben élő szervezetekre erősen hat – nagyban befolyásolja a nyílt vízi planktonikus élőlények életfeltételeit és összetételét is. Balatoni felmérések igazolják, hogy vihar utáni megnövekedett lebegő szervetlenanyag (főleg szervetlen $CaCO_3$ kristályok) jelenlét következtében a „légzéskényszerben" lévő és folyamatosan szűrő *Daphnia sp.* szervezetek egységnyi felvett „tápláléka" mindösszesen 10%-ban tartalmazott hasznosítható algasejtet, míg 90%-ban ballasztanyag volt (Padisák, 2005).



5. ábra: Langmuir-áramlások vázlata a felszínhez közeli, szél (wind) által kevert régióban (downwelling: leszálló tápanyagok, upwelling: felszálló tápanyagok) (Tejada-Martínez et al., 2011)

Anyag- és energiaforgalom

A víz, mint oldószer és transzport közeg, a benne lévő oldott és partikulált anyagok, illetve az élőlények bioaktivitása együttesen jellemzik a tavi biogén anyag- és energiaforgalmat. Jelentős transzportfolyamatok zajlanak a víz és az üledék, illetve a mélyebb tavakban kialakuló hőrétegek között. Fontos jellemző, hogy a víztestnek milyen áramlási, keveredési viszonyai vannak, azaz az autotróf és heterotróf folyamatok térben elválnak-e, vagy sem. A légkör-víztest közti anyagáramlás mellett jelentős még az allochton bemosódás, a lebegő szerves anyag felületén végbemenő adszorpció és deszorpció is. Szervetlen anyagok mellet oldott, vagy kolloidális formában számos szerves anyag is megtalálható. A vízben oldott anyagok homogén eloszlását a molekulári diffúzió segíti (Kalff, 2002; Padisák, 2005).

Vízben oldott gázok

A gázok parciális nyomás értékük szerint oldódnak vízben. Az oldódás a nyomás növekedésével egyenesen, a hőmérséklet növekedésével fordítottan arányos. Az oldott sótartalom növekedése is a gázok oldódását csökkenti, a telítettség közeledtével jelentősen lassul a folyamat. Gyakorlatban, a vízben oldott gázok koncentrációját mgL^{-1} egységben fejezzük ki, de kiegészítésképpen hasznos információ az adott hőmérsékleten és nyomáson maximálisan oldaható mennyiség százaléka, azaz a telítettség százalék (Torkos, 2003).

Oxigén

Az aerob, vagy oxibionta élőlények oxigén felvételével biztosítják életfolyamataik zavartalanságát. Egyes élőlények (baktériumok, gombák) időszakosan (fakultatív), vagy állandóan (obligát) képesek oxigén jelenléte nélkül élni (anaerobok, anoxibionták). Az anyagcseréjük működéséhez fermentációs folyamatokból nyernek energiát, mely egy nagyságrenddel kisebb mennyiség, az oxidáció végtermékéhez képest. Egyes élőlények képesek napi ritmus szerint váltani a - szőlőcukor oxidatív égetése (aerob) és a fermentációs energiatermelés (anaerob) - stratégiák között (pl. *Chironomus sp.*).

A szárazföldi élőlények oxigén hozzáférhetősége gyakorlatilag korlátlan, míg a vízi élettérben nem ennyire kiegyenlített viszonyok uralkodnak. Egyedül a közvetlen vízfelszín az, ami direkt kapcsolatban van a levegővel, és annak oxigén (~ 21 térfogat %) tartalmával. Az eufotikus, fény által átjárt zóna képes a fotoszintetizáló szervezetek közreműködésével oxigént termelni (produkciós zóna). A fotoszintézis, megfelelő hullámhosszú fény hatására szerves anyagot és energiát termel, melyet a következő egyenlet szemléltet:

$$6CO_2 + 6H_2O + \text{fényenergia} = C_6H_{12}O_6 \text{ (glükóz)} + 6O_2 + E$$

Az anaerob légzés oxigént és szerves anyagot fogyaszt, ezért a termelés az átvilágított, felső trofogén zónára, míg a fogyasztás az alsó trofolitikus rétegre jellemző. A két réteg között található a kompenzációs mélység, ahol a bruttó termelés mennyisége megegyezik a bruttó fogyasztással.

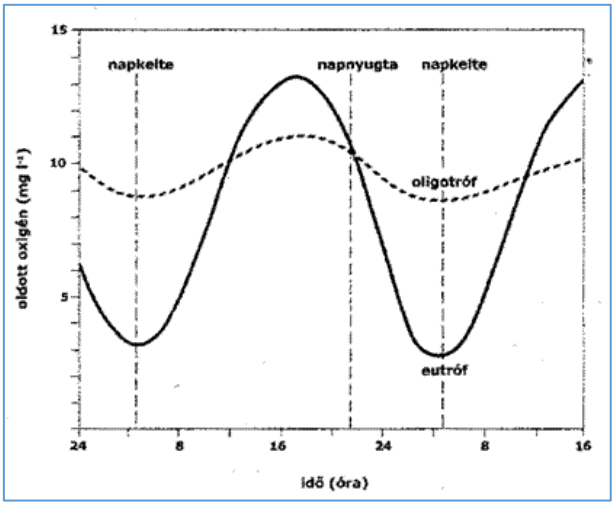
Izotermikus, azaz teljes hőmérsékleti egyenlőség mellett (tavasz és ősz), a fizikailag beoldódó és a termelt oxigén mennyisége képes a teljes víztérben egyenletesen eloszlani. Mély tavak teljes rétegzettsége esetén ez csak az epilimnionban valósulhat meg. Az alsó vízréteg oxigénviszonya nagyban függ az adott tó hőmérsékleti rétegviszonyaitól, a vízmennyiségtől (mint hő és oxigén puffer), a kiülepedő szervesanyag mennyiségétől, és a dekompozíció, mineralizáció sebességétől (Lampert & Sommer, 2007).

Két egyenlő produktivitású felső réteggel bíró tó esetében előfordulhat, hogy a szervesanyag bontás a mélyebb egység oxigén viszonyait kevésbé, míg egy sekély tó esetében drasztikusan csökkenti azt (Schwoerbel, 1970). Összességében elmondható, hogy a kis víztérfogatú, de nagy felületű tavak esetében az üledékben zajló oxigénfogyasztás mértéke igen jelentős és ez a rossz műszaki állapotban lévő magyaroszági halastavi infrastruktúrára fokozottan jellemző.

A halastavi oxigénkoncentráció napi változékonyságot mutat, ugyanis a szélsőértékek a tápanyagterhelés és a produkció mértékétől nagyban függnek.

Döntően a termelő szervezetek fotoszintetikus aktivitása eredményez oxigén túltelítettséget, mely a délutáni órákban éri el a maximális értékét. Napnyugta előtt már csökkenés mérhető, mely a hajnali órákban éri el minimum szintjét. A termelő szervezetek, a hasznosítható hullámhossz eltűnése után

szintén olyan oxigén fogyasztókká válnak, mint bármely más heterotróf organizmus. Egy növényi hozzáférhető tápanyagokban erősen gazdag, ún. eutróf vízben a maximum és minimum értékek közötti szakasz igen terjedelmes, így ez az állapot haltermelési szempontból kerülendő (6. ábra). A kiugróan magas algaprodukció, az ún. algavirágzás ezt az állapotot hivatott jellemezni. A tartósan 2-3 mgL^{-1} oldott oxigén koncentráció, illetve a 20-30%-os telítettségi érték már letális érték lehet a legtöbb tógazdasági halfajunknál. Meg kell jegyezni, hogy nem csak a kritikus pont körüli érték beállta, hanem az expozíciós idő is fontos. Oligotrofikus, alacsony növényi tápanyag terheltségű vizek esetén a napi kilengések kevésbé szélsőségesek, így hajnali oxigénhiány nem alakulhat ki (Horváth, 2000; 6. ábra).



6. ábra: Az oldott oxigén mennyiségének napszakos ingása, eltérő produktivitású vízterekben (oligotróf - eutróf) (Wetzel, 2001 alapján Padisák, 2005)

100%-os relatív telítettség az egyensúlyi koncentrációnak felel meg. Ennél magasabb halastavi mért érték motorikus tavi levegőztető használatával nem, csak biológiai aktivitás (fotoszintézis), vagy cseppfolyós oxigén bejuttatásával érhető el.

Szén-dioxid, szervetlen szén

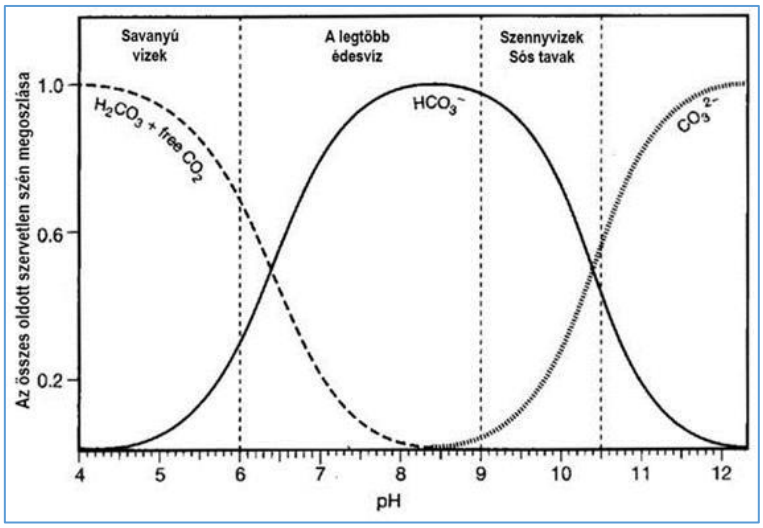
A CO_2 atmoszférikus mennyisége körülbelül 0,040 térfogat százalék (korrigált értéke 2016-ban 404 ppm, míg 100 éve csak 280 ppm volt). Nem a Henry-törvény alapján oldódik a vízben, mert szabad gázforma mellett, nagy mennyiségben kémiailag kötött állapotban is megtalálható. A légköri beoldódás mértéke parciális nyomás értékből nem meghatározható.

Vízben oldva, kis részben szénsavvá alakul, mely hamar disszociál bikarbonát és hidrogén ionra. A pH-t tovább csökkentve még egy proton felszabadul és karbonát ion keletkezik (Torkos, 2003).

$$H_2O + CO_2 \leftrightarrow H_2CO_3 \ , \ H_2CO_3 \leftrightarrow HCO_3^- + H^+ \ , \ HCO_3^- \leftrightarrow CO_3^{2-} + H^+$$

Mindig az adott vízi élettér pH-jától (és egyes kationoktól) függ, hogy mely disszociációs forma van nagyobb arányban jelen (7. ábra).

Üzemszerű tógazdasági, haltermelési pH 6,5-9 értékek között a bikarbonát-ion (HCO_3^-) túlsúly jellemző. Lúgos irányba változó pH értékeknél a karbonát-ion (CO_3^{2-}), míg savasodó környezetben a szabad szén-dioxid (CO_2) és szénsav dominál (H_2CO_3). A termelő szervezetek csak szén-dioxidot és/vagy bikarbonát-iont tudnak felvenni, karbonát-iont nem.



7. ábra: A szervetlen szénformák megoszlása vízben, a pH függvényében (Csizmarik, 2011, Wetzel, 2001 alapján)

Halastavi környezetben a szénsav reagál az alkáli földfémekkel és nehezen oldható sókat képez, mely a szervetlen szénformák egyensúlyi állapotának eltolódásához vezet. Ez a légköri szén-dioxid folyamatos és egyre nagyobb mértékű beoldódását jelenti. A kalcium esetén a következő reakció zajlik:

$$Ca(HCO_3)_2 \leftrightarrow CaCO_3 + H_2CO_3$$

A kalcium-hidrogénkarbonát igen jól oldódik vízben, míg a kalcium-karbonát nagyon kis mértékben. Egyensúlyi állapotban mindig jelen kell legyen a rendszerben szénsav és szén-dioxid, de ha ezt a fotoszintetizáló növények folyamatosan elhasználják, akkor egyre több $CaCO_3$ keletkezik és biogén mészkiválásról beszélhetünk. A Balaton esetében is észlelhető ez a jelenség, főleg 2-20µm mérettartományba tartozó lebegő kalcitszemcsék határozzák meg a tó jellegzetes nyári szürkés-zöld árnyalatát. A szűrő táplálkozási stratégiát folytató *Daphnia* fajok produkcióját nagyban befolyásolja a lebegő szervetlen mészkő. A folyamatos táplálkozás ellenére a hasznosítható tápanyagok mennyisége csekély, így esetükben nagyrészt ballasztanyag-evésről beszélhetünk (Padisák, 2005).

Csekély biomasszájuk alapjában meghatározza a tó „haleltartó” képességét.

A vizek karbonáttartalma okozza azok keménységét (1nk° = 10 mgL^{-1} CaO). 10 nk° alatt lágynak, 20 nk° felett kemény víznek nevezzük az életteret. Az összes karsztvizünk 21 nk° fölötti értékkel bír, de például 35 nk° felett már nem szolgáltatható háztartási célokra (Internet 3).

Fontos vízkémiai jellemzője felszíni és felszín alatti vizeinknek a pufferkapacitás, melynek mértéke a szén-dioxid – bikarbonát – karbonát rendszer állapotától függ. Ezek alapján a rendszer be tud fogadni bizonyos mennyiségű savat, vagy lúgot anélkül, hogy a pH megváltozna. Minél nagyobb egy víztér Ca tartalma, annál több szénsav van benne kötött formában ($Ca(HCO_3)_2$-ként), így nagy a pufferkapacitása. Igen alacsony Ca tartalmú, enyhén savas vizeknél az erőteljes fotoszintézis CO_2 fogyasztó hatása extrém lúgos irányba tolhatja az egység pH-ját, és nem ritkák a pH 10-11-es értékek. Nagy napon belüli kilengések mérhetők a pufferhatás hiánya miatt (Csizmarik, 2011).

Extrém savas vizekre, külső környezeti behatások (pl.: savasesők) következtében jellemző, hogy a szervetlen szénraktár hiányzik, így az alacsony C:N és C:P arányok mellett, a fotoszintézist mindig a maradék hozzáférhető szénformák (CO_2, H_2CO_3) mennyisége határozza meg (Wetzel, 2001). Ezek ún. szénlimitált rendszerek.

Általánosságban elmondható, hogy halastavaink termelőképessége leginkább N-limitált. Egyedüliként a Balaton P-limitált, de semmi esetre sem C-limitált. A szén, nagy tavainkban, klasszikus polikultúrákban, többnyire feleslegben van (Gál, 2006).

Légköri nitrogén

Vízoldékonysága elég csekély mértékű, hidegvizes időszakban 15-20 mgL^{-1} körüli koncentrációval van jelen a víztérben. A légköri N_2 beoldódása után csak néhány baktérium, illetve a *Cyanobacteria* csoport számára közvetlenül hozzáférhető. Jelenléte gyakorlatilag folyamatosan biztosított, korlátlan, így még egy erőteljes fixáció sem tudja látványosan csökkenteni a szintjét a felső vízrétegekben (Wetzel, 2001). Eltérés a hipolimnionban tapasztalható: bakteriális N-fixáció csökkenti a mennyiségét, de megfigyeltek N_2 koncentráció növekedést is, melyet az üledékben zajló anaerob denitrifikációval és nitrogén gáz felszabadulással magyaráztak (Padisák, 2005).

Metán, hidrogén, kénhidrogén

Anaerob bakteriális anyagcsere következtében (obligát, vagy fakultatív) fermentációval is termelhető energia. Ennek az anyagcserestratégiának a tavak litorális zónájában, az üledékben és mély tavak anoxikus hipolimnionjában van jelentősége. A fermentáló szervezetek redox reakciókkal hidrolizálják a polimereket, így monomer cukrok, aminosavak és zsírsavak keletkeznek, majd a továbbiakban végtermékként redukált gázok szabadulnak fel (H_2, CH_4, H_2S, NH_3), a szén-dioxid mellett.

A metanogén aktivitás kizárólag anaerob vízrétegekben, víz-üledék határán, illetve mélyen az üledékben figyelhető meg. A bontási folyamatokat egyéb baktériumokból álló ún. konzorcium indítja el, ahol komplex molekulákat szerves savakká és kénhidrogénné alakítanak (Dodds & Whiles, 2010).

Az így létrejött anyagcsere végtermékeket hasznosítja a metanogén csoport. A létrejött metán egy része, mint C-forrás hasznosul és a metanotróf baktériumok felveszik (Padisák, 2005). Bizonyos része „kiszellőzik”, molekuláris diffúzióval, vagy egyszerű gázbuborék kiválással, illetve mechanikai üledék bolygatással (pl. bioturbáció, tógereblyézés stb.).

Alapvetően a metán felszabadulás nem mérgező a halakra nézve, inkább a metánképződést biztosító környezeti feltételek (oxigén hiány), illetve az ezekhez kapcsolódó H_2S képződés adhat okot aggodalomra. Ha ez pH 7-7,5 alatti értékkel párosul, akkor koncentrációtól függő mérgezés következhet be (Bagarinao & Vetter, 1989; Gowen et al., 1990).

A metán és kénhidrogén mennyiségét, valamint térbeli eloszlását mindig az anaerob/aerob fázishatár határozza meg.

Vízben oldott szilárd anyagok

A víz a poláros ionok és molekulák oldószere. A szilárd anyagokat molekulák, disszociált ionok formájában oldja, vagy hidrátokat képez. Kolloidális módon is oldódhatnak anyagok, mint pl. a huminsavak, szilíciumsav stb. Az oldódás mértékét, sebességét befolyásolja a hőmérséklet, a redoxpotenciál és a pH (Torkos, 2003).

A makroelemek, az élőlények testét felépítő szervesanyagoknak több, mint 99 %-át teszik ki, rendkívül fontos alkotók és irányítók az energetikai folyamatokban (C>H>O>N>P>S>K>Ca). A mikroelemek csupán tized százaléknyi részesedéssel rendelkeznek a teljes szervezet szervesanyag készletéből. Rendkívül kis mennyiségben van szükség rájuk (esszenciálisak), nagyobb mennyiségben kifejezetten toxikusak (Fe> Mn > Zn > Mo > Co > Si > B > V stb.) (Padisák, 2005). A vízterület méretétől, a befolyók/kifolyók arányától, a bemosódástól, illetve a légköri ülepedéstől függ a makro-és mikroelemek allochton bejutása a haltermelő rendszerekbe.

Legfontosabb anionok $^{(-)}$ és kationok $^{(+)}$

A bekezdés érdemi tárgyalását megelőzően fontos, az iontartalomhoz szorosan köthető vízminőség jellemzőket számba venni. A *szalinitás* gyakorlatilag gL^{-1} egységben (‰ - ezrelékben) kifejezett *összion tartalom*, melynek gyakorlati meghatározása nehéz. Az *összes oldott tartalom* (összes só tart., ha nincs sok oldott szerves anyag a rendszerben) egy pontatlanabb, de a gyakorlat számára gyorsabb és használhatóbb érték, mely gyakran igen közel lehet az analitikai pontossággal mért szalinitáshoz. Az *elektromos vezetőképesség* a víz elektrolit tartalmáról (ionvezetéséről) ad jellemzést, µS/cm egységben kifejezve (Keresztessy és mtsai., 2015). Az ionösszetételt nagyban befolyásolja a meder és

a vízgyűjtő terület geokémiai összetétele, a légköri ülepedés sebessége, az üledék-víz határon végbemenő folyamatok mértéke, illetve az antropogén hatások erőssége.

Kijelenthető, hogy $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} > K^{+}$ kation-, majd $CO_3^{2-}/HCO_3^{-} > SO_4^{2-} > Cl^{-}$ aniontúlsúly figyelhető meg természetes rendszerekbe, de számos befolyásoló tényező hatására igen jelentős eltérések lehetnek. Tengerparti régiókban természetesen a nátrium kation dominánssá válik; belső, kontinentális területeken a savas esők (H^{+}) közvetlen hatása miatt a kalcium-magnézium túlsúly háttérbe szorulhat. Urbanizációs terhelés következtében, illetve szezonális klimatikus behatások (száraz/esős évszak) miatt is erős dominanciaviszony-változások figyelhetők meg egy-egy víztér ionösszetételében (Padisák, 2005).

A sós vizek, összsótartalom alapján három kategóriába sorolhatók, de ezek részletes taglalása nem releváns téma e dolgozat keretei között.

A kontinentális (édes)vizek sótartalma nagyon tág határok között – hat nagyságrendnyi mértékben – változhat, így ehhez kell alkalmazkodniuk az egységekben élő szervezeteknek is. Nem ismertek olyan tágtűrésű fajok, melyek toleranciája ilyen széles tartományra kiterjedne, így bizonyos sótartalom-értéknél biztos flóra-és faunaváltás figyelhető meg. Fito- és zooplankton (pl. *Cladocera*-félék), illetve makrozoobentosz fajoknál 1000-2200 mgL^{-1} értéknél (Havel, 2009), makrofiton vegetációnál 2000-4000 mgL^{-1} közötti sókoncentráció tartománynál következik be a váltás (Padisák, 2005), mely egységesen fajszámcsökkenéssel (ellenben egyedszám növekedéssel) jár.

Hazai természetes vizeink vonatkozásban a 4000 mgL^{-1} összes sókoncentráció-érték már kiugrónak számít (szikes és sziksós vizek pl. Szelidi-tó, Szegedi Fehér-tó, Fertő), így itt az élővilág is igen speciálisnak (2µm alatti pikoalgák) nevezhető már. Hazai átlagban a tavaink 500-1500 mgL^{-1}, míg folyóink 200-800 mgL^{-1} átlagos sókoncentrációval rendelkeznek (Felföldi, 1981; Dévai és mtsai., 1992; Keresztessy és mtsai., 2015).

A kémiai és biokémiai folyamatok redoxreakciók, így minden esetben elektron vándorlás történik. Az elektrondonort redukálószernek ($+e^{-}$), az akceptort oxidálószernek ($-e^{-}$) nevezzük. A reakció bekövetkeztével a folyamat megfordul és az eredeti redukálószer oxidálóvá, az oxidáló redukálóvá válik. A felszabaduló energia mennyisége irányítja a folyamatot. A foszfor kivételével az összes biológiailag fontos elem redoxváltozások során megy át. Hidrogénelektróddal a vízben szabadon, oldatban lévő elektronok mérhetők. Az így kapott érték a redoxpotenciál, volt-ban (V) kifejezve (Torkos, 2003).

Aerob vízrétegekben a redoxpotenciál érték sosem állandó, mindig egy szűk intervallumon belüli (0,4-0,6V) változó. A fotikus réteg termelő, fotoszintetikus, illetve légzési (fogyasztó) aktivitása mindig a kémiai egyensúly stabilizálódása ellen hat. A redukálószerek mennyisége akkor válik jelentőssé, mikor oxigénhiány alakul ki, így mély tavak hipolimnionjában, illetve szervesanyaggal erősen terhelt

víztestek üledékében vertikális redoxpotenciál-csökkenés, vagy éles váltás figyelhető meg (Lampert & Sommer, 2007).

Értéke nagyban befolyásolja az oldhatóságot, így az anyag-és energiaforgalmat alapvetően meghatározza. Az üledékben deponált, kötött foszfor felszabadulása is egy bizonyos redoxpotenciál érték (0,3V) alatt Fe^{2+} ionok segítségével végbemenő kémiai reakció, így a biológiai folyamatok szempontjából a legkritikusabb elem hozzáférhetőségét szabályozza. Erőteljesebb redoxpotenciál-csökkenés szulfát-szulfid átalakulást eredményez, melyek vas ionokkal oldhatatlan vasszulfid csapadékot képeznek. Az üledék mélyebb részein ez fekete sávszerű zónát képez, melynek kiterjedése vertikális mintában vizsgálható.

A legtöbb Fe^{2+}-iont tartalmazó vegyület vízben oldható formában van jelen, míg Fe^{3+}-ionnal kapcsolódva oldhatatlanok. Ebből következik, hogy a vas oldott formában csak igen alacsony oxigénviszonyok mellett van jelen (<20-30mV) mély tavak alsó vízrétegeiben, illetve az üledékben. Őszi-tavaszi teljes recirkulációnál a vizek oxigéntartalma homogenziálódik, így az alsó rétegekben is aerob viszonyok uralkodnak. Ekkor a vas aggregátumok formájában kicsapódik és ez magával vonzza a biológiailag hozzáférhető foszfor mennyiség csökkenését. Ez a folyamat közvetlenül hat az fitoplankton produkcióra, limitálja azt (Sebestyén, 1963; Felföldy, 1981).

A mangánvegyületek oldahtósága jobb, mint a vasé, így rétegzett tavak és/vagy üledék esetében hamarabb megy oldatba, majd teljes keveredéskor később is válik ki. Csökkenő oxigénviszonyok – a vashoz képest - kevésbé generálják a Mn formák csapdába esését.

Rétegzett tavak trofitási és oxigén viszonyaitól nagyban függ a redoxpotenciál érték, mely meghatározza a Fe^{2+}, H_2S és PO_4^{3-}-ionok hozzáférhetőségét. Tipikusan eutróf vizekre jellemző a vas(II)-ion nagy menniységű jelenléte, míg a kénhidrogén csak hipertróf körülmények között jelentős. A trofitás szintjének növekedésével együttesen nő a reaktív foszfor jelenléte, mely az eutrofizációs folyamatok egyik fő kiváltó tényezője (Dévai és mtsai., 1992).

A vas és a mangán minden tekintetben esszenciális az élőlények számára, ugyanakkor a többi fém is fontos mikro-tápelem, sőt funkcionálisan egymást helyettesíthetik is. Ionos formában mért jelenlétük csak teljes mennyiségük töredéke, főleg szerves komplexekben és szervetlen frakciók részeként kötötten fordulnak elő (Kalff, 2002; Padisák, 2005).

Kén

Az éllettani funkciók esszenciális makroeleme. Szerves és szervetlen formában is képesek az élőlények felvenni. Fontos aminosavak (metionin, cisztein) alkotó eleme. A szervezetbe felvett és beépített szulfátok reaktív szulfhidril (-SH) csoporttá redukálódnak. A csoportok között kialakuló diszulfid hidak a fehérjékben fontos térszerkezeti meghatározó struktúrák. A vízi ökoszisztéma kén körforgalma

alapvetően meghatározza egyéb elemek (pl. vas) biológiai hozzáférhetőségét, anaerob környezetben, kéntartalmú fehérjék bomlása erősen befolyásolja azt. A nitrogén és a foszfor hozzáférhetősége tipikus limitáló tényezőként szerepel a vízi biológiai produkció szempontjából, ellenben ilyen téren a kén limitáló képessége nem ismert (Csizmarik, 2011).

Alapkőzetből, talajból történő savas kioldódással, illetve légköri ülepedéssel kerülhet be a rendszerekbe. Víz jelenlétében kénsavas formában oldódik ki, mely reakció tovább csökkenti a környezeti pH-t, redoxpotenciált. Ez a környezeti feltétel egyéb más ásványok oldódására is komoly hatással van.

A légköri H_2S oxidáció sorozatok következtében SO_2-dá, majd SO_3-dá, illetve kénsavvá alakul, mely viszonylag lassú folyamat, de magas légköri víztartalom esetén jelentősen felgyorsulhat.

Felszíni vizek szulfátkoncentrációja 5-30 mgL^{-1}-es intervallumba esik, de egyes afrikai tavak esetében nem ritka az extrém alacsony, 1 mgL^{-1} alatti érték.

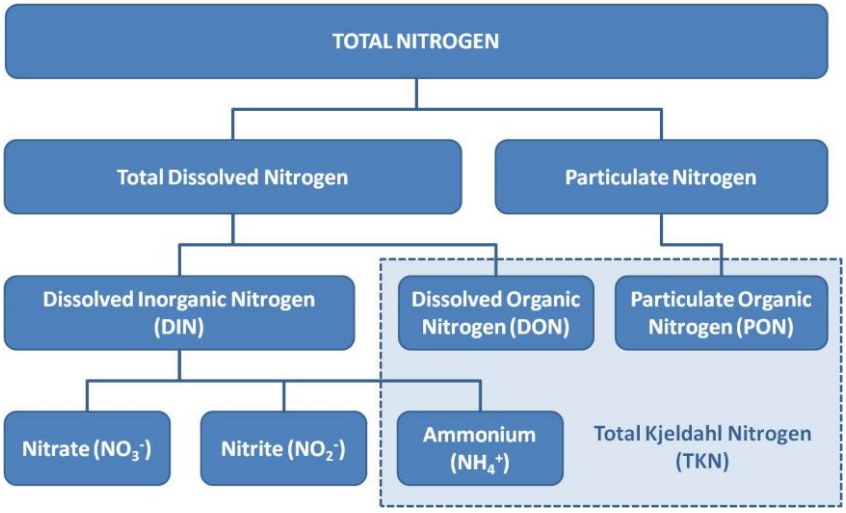
A vízben oldott kéntartalom döntően valamilyen szulfát forma, de erős bakteriális mineralizáció során kén-hidrogén gáz keletkezik. Aerob körülmények között a H_2S nem jellemző, domináns inkább a SO_4^{2-}-ion, ami viszonylag homogén módon terül el a víztérben. Magasan terhelt, eutróf, illetve hipertróf vizekben, a bakteriális lebontó folyamatok révén a kén-hidrogén nagy mennyiségben fel tud dúsúlni. Ha ehhez ideális redoxpotenciál érték (100mV alatti) párosul, akkor az üledékréteg közelében reagál a vas(II)-ionokkal és oldhatalan csapadékként jelenik meg, FeS formában (kén deponálás) (Padisák, 2005).

Nitrogén

Központi szerepe megkérdőjelezhetetlen az élővizek tápanyagforgalmában. Nagy mennyiségben szükséges az anyagcserefolyamatokhoz, döntően meghatározzák a primer produkció mértékét, így hiánya hamar limitáló tényező lehet.

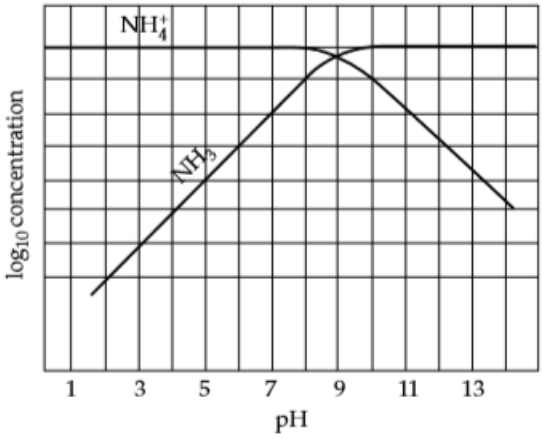
Természetes vizek elsődleges N (szerves és szervetlen) utánpótlása bemosódással, illetve légköri ülepedéssel valósul meg. Az utóbbi évtizedekben az ülepedés (főleg ammónium- és nitrát-ion) mértéke gyakorlatilag megduplázódott, tehát az atmoszférikus terhelés közvetlenül hat a vízterek N bázisára. Az elemi nitrogén (N_2) mellett számos vegyület formájában kerülhet vizeinkbe. A legfontosabb szervetlen (*Dissolved Inorganic Nitrogen, DIN*) nitrogén formák a szabad ammónia/ammónium-ion rendszer elemei, a nitrit- és a nitrát-ion, melyek mind oldott állapotban vannak jelen és igen jelentősen befolyásolják a haltenyésztés produktivitását. A szerves frakció oldott elemei *(Dissolved Organic Nitrogen, DON*) N-anyagcsere közti-, vagy végtermékek (pl. karbamid, vagy urea), szerves anyag feltárás folyamán felszabaduló enzimek, és egyéb vegyületek lehetnek. A partikulált nitrogén

(*Particulate Organic Nitrogen, PON*) többnyire a szerves lebegőanyagot kitevő (*Total Suspended Solids, TSS* jelentős része) élettelen törmelékből, baktériumokból és egyéb apró szervezetekből áll, mely ülepítéssel, vagy szűréssel eltávolítható (Márialigeti, 2013) (8. ábra).



8. ábra: A vízi nitrogénformák osztályozása.
(Internet 7)

A halak fehérje anyagcsere végtermékként döntően (60-80%-ban) szervetlen nitrogént választanak ki NH_3 formájában a kopoltyú epithel sejtjein keresztül (Horváth, 2000; Hancz, 2011; McDonald et al., 2012; Csorbai és mtsai., 2015). Ez az ammónia vízben protont vesz fel és ammónium-ion keletkezik (Lampert & Sommer, 2007).



9. ábra: A pH változásának hatása az ammónium/szabad ammónia megoszlására
(konstans TAN érték mellett) (Lampert & Sommer, 2007)

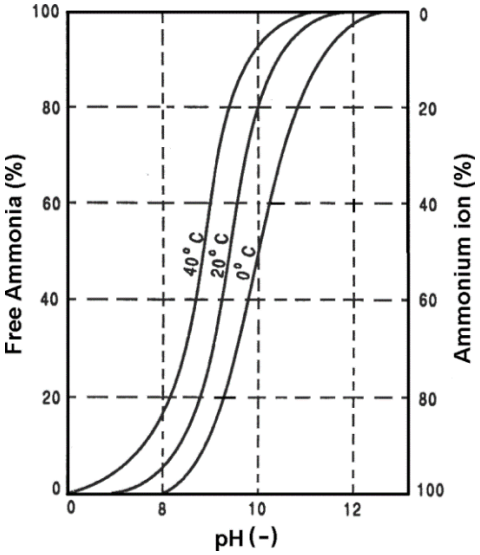
Az ammónia/ammónium-ion rendszer relatív megoszlását a 9. ábra, a pH és hőmérséklet alapú függő viszonyt 10. ábra szemlélteti. A pH 8 körüli érték alatt elenyésző százalékban van jelen a halak számára toxikus szabad ammónia forma. Az eloszlást elsősorban a pH (1 érték változás 10x-es különbség hidrogén-ion (vagy oxónium-ion) koncentrációban), másodsorban a hőmérséklet befolyásolja, mely utóbbi nagyságrendi változáson - a halak és más egyéb vízi szervezetek tűrőképessége miatt - nem eshet át (Capodaglio et al., 2015). Az ammónia formák nevelőtéren belüli megoszlását a pH és a

környezeti hőmérséklet szabályozza ugyan, de a halak számára toxikus szabad ammónia (0,2-0,5mgL^{-1}) határértékét már az oldott oxigén koncentráció is befolyásolhatja (Vámos & Szöllözy, 1974).

Az algák elsősorban ammónium formájában veszik fel a nitrogént, mert sejten belül közvetlenül beépíthető az aminokba, így nem kell költséges oxidációsszám-változásokon keresztül mennie (Jimenez-Montealegre, 2001). A víz ammóniumtartalmának kimerülése után (<0,03mg N L^{-1}) történhet jelentős nitrát- és nitritfelvétel (McCarthy, 1981; Syrett, 1981).

A NO_2^--ion átmeneti (sok élőlény számára toxikus) formának tekinthető, redox állapota miatt kis mennyiségben fordulhat elő. Aerob körülmények között hamar tovább oxidálódik NO_3^--ionná, mely a legkevésbé toxikus a halakra nézve. Több nagyságrendnyi koncetrációérték változást is tolerálnak jelentősebb negatív termelési hatás nélkül (Ördög és mtsai., 2011).

A nitrogén, primer produkciót befolyásoló limitáló hatása biztosan nem következik be, ha az ammónia-N + nitrit-N + nitrát-N együttes koncentráció értéke meghaladja a 0,1 mgL^{-1} értéket (Sas, 1989).



10. ábra: A szabad ammónia százalékos részesedése vízben, a pH és a hőmérséklet függvényében. (Capodaglio et al., 2015)

Haltenyésztés, haleltartó-képesség és környezetvédelmi (szenny)vízkezelés szempontból rendkívül fontos a vízterek N és P visszatartó hatékonysága. Hatékonyan képes egy-egy vízi ökoszisztéma beépíteni ezeket az elemeket a tavi tápanyag körforgásba, így a bemosódásokkal, illetve a befolyókon érkező környezeti terhelések hatásait képesek csillapítani (Oláh és mtsai., 1994). Éppen ezért nagyon fontos ismerni az adott víztér N:P arányát, így a retenció mértéke akár tervezhetővé is válhat (Janurik, 1985; Gál, 2006; Gál és mtsai., 2011).

Foszfor

A vízi tápanyagforgalom leginkább vizsgált eleme. Nukleinsavaknak, ATP-ADP-nek fontos makroeleme, így az anyagcsere során fokozott igény mutatkozik iránta. A többi makroelemhez képest, mennyisége alacsonyabb, így hozzáférhetősége igen gyakran limitálja a termelést.

Domináns, úgymond az élőlények számára hozzáférhető, reaktív formája a PO_4^{3-}-ion. A szerves frakcióhoz kötött foszfor mennyisége igen tekintélyes, megközelítőleg 90%. Eltérő oxidációs számú vegyülete a foszfin (PH_3), mely a biogén P-ciklus illékony, enzimatikus redukcióval, anaerob környezetben keletkező eleme (mocsarak, rizsföldek stb.) (Padisák, 2005; Lampert & Sommer, 2007). A felszíni vizek foszfor utánpótlása döntően a befogadott vízfolyások által történik, csak kisebb részben légköri ülepedés következtében. A litoszféra apatit típusú kőzeteiből oldódik ($Ca_5[PO_4]^{3-}$), de a továbbiakban több, mint 200 ismert ásvány tartalmaz változó mennyiségben foszfort (Fischer, 1973). Ugyan vulkáni kőzetekből is kioldódhat, viszont a legnagyobb biogén felhalmozódás során létrejött P raktárak az ún. *guano*-telepek. A bányászati úton kitermelt, mezőgazdasági céllal felhasznált nagy mennyiségű *guano* és a benne deponált P rendkívül gyorsan és nagy mennyiségben reciklizálódott, mely az eutrofizáció folyamatok felgyorsulásához vezetett. Az iparosodott régiók atmoszférikus P terhelése arányaiban jelentős lehet (>100 μgL^{-1}), míg a természetközeli területek csapadékvíz foszfor tartalma általában 30 μgL^{-1} alatti. A talajvíz P tartalma általában csekély, csak extrém terhelés következtében nőhet meg. A kőzetekből történő kioldódás nem jelentős, továbbiakban allochton többlet mennyiség esetén az élőlények igen hatékonyan, azonnal megkötik. A mezőgazdaságban használt műtrágyák inkább a felszíni rétegből lemosódással kerülnek élővizekbe, mintsem bemosódással elérnék a talajvíz réteget. A háztartási, foszfor-alapú tisztítószerek kivezetése, valamint a szennyvízkezelési-technológia fejlődése jelentősen, 50-80%-kal csökkentette az antropogén hatás mértékét (Henze et al., 2002).

A víz összes foszfor tartalma (*Total Phosphorus - TP*) oldott (*Dissolved Phosphorus - DP*) és szilárd állapotú (alakos, formált, *Particulate Phosphorus - PP*) frakciókból áll.

Az oldott rész legfontosabb összetevője az élőlények számára közvetlenül hozzáférhető, ún. reaktív foszfor, vagy orto-foszfát (PO_4^{3-}), de ide tartoznak még a polifoszfátok, szerves kolloidok és egyes foszfát-észterek is. A formált állapotú foszfor frakció részei az élőlények szervezetében megtalálható nukleinsavak (DNS, RNS), foszfor tartalmú fehérjék, enzimek, nukleotid-foszfátok (ATP, ADP). Szintén partikulált, a talajból bekerülő ásványi formákon kötött, valamint az elhalt szerves anyagban található adszorbeált foszfor (Padisák, 2005).

A tavi foszforciklus részletezésénél fontos elválasztani a rendszerben megjelenő P terhelés eredetét (Ördög & Máté, 2002). Sajátos folyamat, amikor a víz-üledék határán olyan redoxpotenciál-érték

változás megy végbe, mely belső P felszabadulást okoz (deponált P reciklizációja). Az üledéktérben határolt vízréteg foszfor tartalma gyakran 5-20x nagyobb érték, mint a közvetlen felette lévő vízé, így rendkívül fontos, hogy a P kilép-e az eufotikus zónába, vagy sem (Lampert & Sommer, 2007). A sekély, hullámzás által teljesen felkevert vízterek belső terhelése igen jelentős. A Balaton esetében előforduló, komoly viharok során felszabaduló többlet P vízvirágzáshoz vezet (Istvánovics és mtsai., 2004).

A külső foszfor terhelés mindig légköri, vagy befolyókon át belépő többlet megjelenését jelenti.

Az utóbbi évtizedekben végzett kutatások világítottak rá arra, hogy a foszforciklust katalizáló folyamatok inkább biológiai eredetűek, mintsem kémiai jellegűek. Antibiotikummal kezelt üledékben a P felszabadulás mértéke jóval kisebb mértékű, mint egészséges baktérium közösség működése esetén. Aerob körülmények között, a heterotróf baktériumok reaktív formában (*Soluble Reactive Phosphorus - SRP*) szabadítják fel és juttatják közvetlenül a víztérbe (Gächter et al., 1988). A hőmérséklet és a bioturbáció gyorsítja a folyamatot. A biotektont alkotó szervezetek vékony bevonatot alkotnak az üledéken és életfolyamataikkal egyaránt befolyásolják a P felszabadulás, vagy deponálás mértékét.

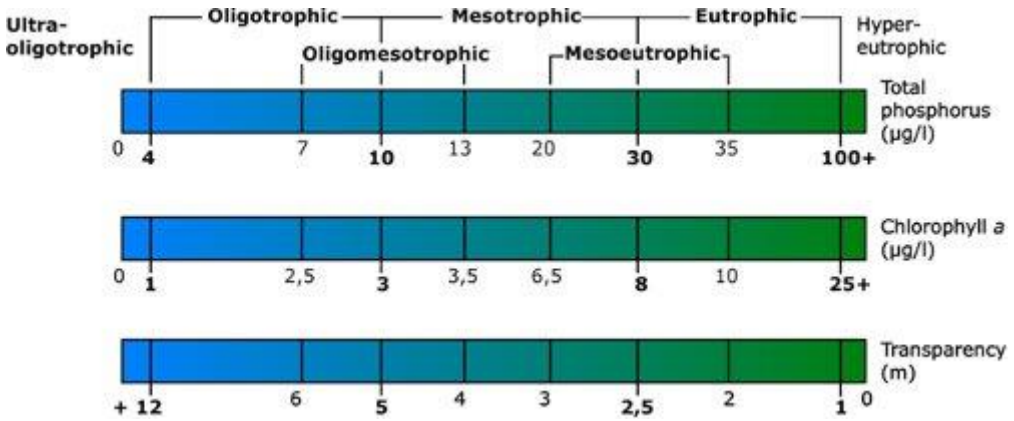
Mély, aerob hipolimnionnal rendelkező nagy tavakra jellemző, hogy a méretükhöz képest kicsi a relatív külső terhelés (puffer hatás) és a bejövő, arányában kis mennyiségű víz miatt nagy a retenciós idő. E tulajdonságok miatt az anyagmérleg viszonyok mindenképp az üledék P visszatartó képességét növelik (Padisák, 2005).

Igen alacsony külső terheléssel bíró tavaknál a termelés és az ülepedés mértéke is alacsony intenzitású. Az üledék belső terhelése elhanyagolható, sőt, az ilyen tavakra foszforcsapdaként tekinthetünk.

Összefoglalásként elmondható, hogy az eltérő körülmények miatt kialakuló anaerob viszonyok az üledékben nem kedveznek a P stabilizálódásának.

Sas (1989) munkája szerint 10 μgL^{-1} feletti oldott reaktív foszfortartalom már biztosan nem okoz foszfor limitációt a primer produkcióban.

A foszfor tárgyalásánál elengedhetetlen megemlíteni a különböző trofitási szinteket (11-12. ábra) és a hozzájuk köthető eutrofizációs folyamatokat, melyek jelentősen befolyásolják a vízi élet, ebből adódóan a haltermelés sikerességét. A növények által közvetlenül hozzáférhető tápanyagok (ammónium-ion, nitrát-ion, orto-foszfát-ion) feldúsulását nevezzük eutrofizációnak. Az alacsonyabb rendű fotoszintetizáló szervezetek hirtelen elszaporodása és a makrofiton vegetáció túlburjánzó növekedése jellemzi (Padisák, 2003).



11. ábra: Tavi trofitási kategóriák a teljes foszforkészlet / klorofill-a / átlátszóság függvényében. (ultra-oligotrophic - nagyon alacsony trofitási szinttől, hyper-eutrotrophic - kiugróan magas trofitási szintig) (Internet 8)

Más esetekben az üledékfelszínt borító vastag biotekton időnként a felszínre emelkedik, ott bomló egységeket képez, így ez egy bentonikus eutrofizálódásnak tekinthető.

A rapid módon keletkezett növényi biomassza nappal fotoszintetizál, de éjjel oxigén fogyasztóvá válik, így egyre gyakoribbak lesznek a hajnali anoxikus viszonyok. A nagy mennyiségű termelő szervezet pusztulása, bomlása további oxigént von el a rendszertől (lebegő szervesanyag – *Suspended Solids* - mennyisége nő, átlátszóság csökken), mely egy sor másodlagos hatást eredményez (algatoxin, illetve oxigénhiány miatti halpusztulás, toxikus gázok felszabadulása az üledékből, bakteriális fertőzések stb.). Az eredeti flóra és fauna diverzitása drasztikusan csökken, csak tágtűrésű, gyakran tájidegen-inváziós fajok kolinizálják a súlyosan tápanyagterhelt területeket (Dévai és mtsai., 1992).

A tápanyaghiány által okozott limitációt a Liebig-féle minimumtörvény írja le, vagyis egy fotoszintetizáló szervezet mindig a legkisebb mennyiségben rendelkezésre álló tápanyag függvényében veszi fel a többi, esetleg korlátlan hozzáférésű elemet (Dodds & Welch, 2000; Haraszty, 2004). Redfield et. al., 1963-ban tengeri fitoplankton állományokon végzett vizsgálatok alkalmával állapítottak meg egy 106C : 16 N : 1 P arányt, melyhez 0,01-0,001 mikro-nyomelem arány társul (Fe, Zn, Mn dominál). Tápoldatos módszerekkel, ún. algatesztekkel általában magasabb hozzáférhető foszfor (Bio Available Phosphorus - BAP) értékeket lehet mérni, mint az üledék és a tesztalga érintkezését nem biztosító, hagyományos módszereknél (Ördög & Máté, 2002).

Trophic State	Criteria	Total Phosphorous (mg L^{-1})	Chlorophyll-a (µg L^{-1})	Transparency (m)
Ultraoligotrophic	TSI ≤ 24	≤ 0.006	≤ 0.51	≥ 7.8
Oligotrophic	24 < TSI ≤ 44	0.007 – 0.026	0.52 – 3.81	7.7 – 2.0
Mesotrophic	44 < TSI ≤ 54	0.027 – 0.052	3.82 – 10.34	1.9 – 1.0
Eutrophic	54 < TSI ≤ 74	0.053 – 0.211	10.35 – 76.06	0.9 – 0.3
Hipertrophic	TSI > 74	> 0.211	> 76.06	< 0.3

12. ábra: TSI (Trophic State Index) határértékek, trofitási szintek meghatározása TP, Chl-a és átlátszóság alapján (ultraoligotól hipertrofitási szintig) (Carlson, 1977 nyomán)

Természetes vízi tápanyagforgalom esetén többnyire a szén nem limitál, továbbiakban a mikro- és nyomelemek mennyisége is elegendő a produkcióhoz. A limitáció két fajsúlyos tétele a nitrogén és a foszfor aránya, hozzáférhetősége (N:P). Az egyéb, szakirodalomban fellelhető trofitási kategóriákat az 1. táblázat személteti.

1. táblázat: Egyéb trofitási kategóriák,
Padisák (2005) nyomán összegezve Beliczky által

atróf	terméketlen víz
acidotróf	alacsony produktivitás, alacson N és P szint, alacsony pH, C limitál
alkalitróf	magyas produkciós ráta, sok kalcium tartalom
argillotróf	magas agyagásvány tartalom következtében zavarosság (turbid), fény limitált, alacsony produkciós képesség
sziderotróf	magas vas tartalom, alacsony produktivitás
disztróf	sötét, magas huminsav tartalom (savas), alacsony produktivitás
politróf	az eu- és hipertróf típusok közti átmenet bizonyos osztályozásoknál

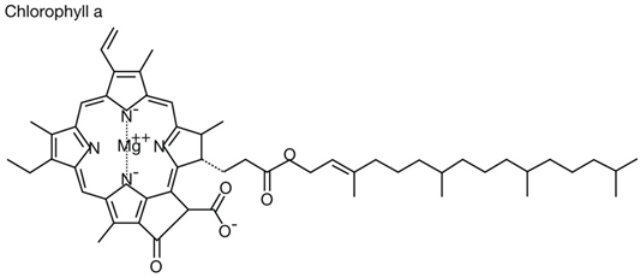
Az antropogén hatások egyértelműen növelik a P hozzáférhető arányát, mely az eutrofizációért elsősorban felelős, limitálja azt. A cianobaktériumok képesek megkötni a légköri N_2-t (korlátlan forrás), így a N limitáció sokkal kisebb gyakoriságú tényező, mint a P esetében (hasonló, korlátlanul rendelkezésre álló P raktár nincs). A szennyvízkezelési technológiák fejlődése lehetővé tette, hogy a foszfor viszonlag hatékonyan eltávolítható legyen ún. kicsapással (irreverzibilis koaguláció), míg a N bakteriális végtermék redukciója ipari méretekben költséges és lassú folyamat, így részben visszakerül a természetbe.

Az analitikai vízminőség vizsgálatoknál, nem elég a pontos paraméter koncentrációjának ismerete, hanem a változók együttes mennyiségét, a trendeket kell mélyebben vizsgálni. Eutrofizálódó vízterek minősítésénél nem elég a hozzáférhető foszfor (orto-foszfát) koncentráció ismerete, mivel az algák azonnal beépítik és drasztikusan alacsony szinten tartják. Ezzel összhangban viszont érdemes a klorofill tartalomra is koncentrálni. A növekvő foszfortartalom értéket csak késve követi az alga biomassza növekedés, mivel a rendszernek van némi ellenálló képessége, ún. puffer hatása (P által meghatározott szint). Az üledék, a lehetőségekhez képest hatékonyan csapdázza a foszfort, míg a korábban vázolt redoxpotenciál szint lehetővé teszi azt. Ezt követően, a növekvő P mennyiség növekvő alga biomasszát eredményez, mindaddig, míg valamelyik más elem (N) hozzáférhetősége nem lép előtérbe limitáló faktorként (N által meghatározott szint). Ez előfordulhat enyhén savas kémhatásnál, mivel ekkor az algák alkalikus foszfatáz enzimei nem működnek. Egyéb mikro-, vagy nyomelemhiány szintén produkciós korlátot tud kialakítani. Szélsőségesen meleg tavak anaerob alsó vízrétegeiben a nitrát redukció oly mértékű lehet, hogy „túllövi” a légköri fixáció mértékét és drasztikusan lecsökkenti

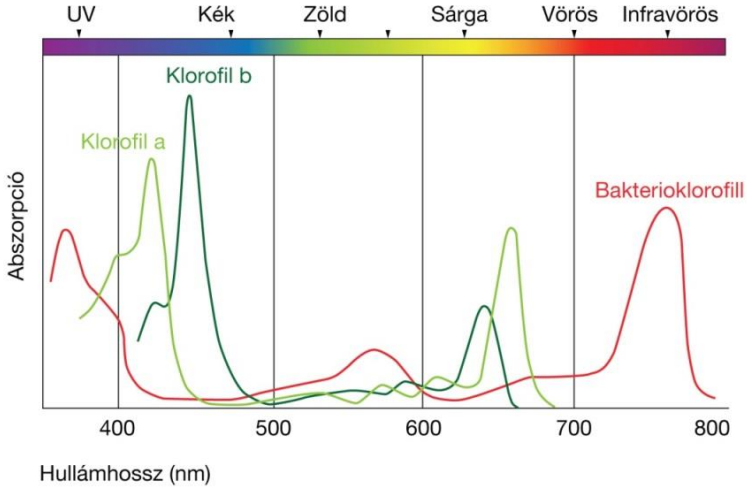
a nitrogén mennyiségét a rendszerben. Nitrogén fixációs fajok (pl. *Nostocales sp.*) a kompetíciós előnyüket kihasználva, szélsőségesen alacsony N mennyiségnél denzitás növekedést mutatnak és a nitrogén hiány által generált limitációt kivédik (Padisák, 2003; Padisák et al., 2003; Padisák, 2005).
A N által meghatározott szintet is túllépő algabiomassza növekedése egy bizonyos szint után fénylimitációs szinthez ér, ahol a denzitás növekedés önmagát korlátozza az árnyékhatás miatt (fény által meghatározott szint). További, befolyókon érkező P terhelés már nem jelentkezik alga biomassza, esetleg orto-foszfát növekményben, többnyire az üledékben kerül csapdába. A szennyezés eredetét megszűntetve sem találkozhatunk drasztikus algabiomassza csökkenéssel, mivel a rendszerek P tároló kapacitása jelentős.
Először a belső terhelésnek kell lecsökkennie, hogy a külső terhelő forrás hiánya érezhetővé válljon. Ez rendszerint a víz retenciós idejének a kétszerese, tehát jelentős csúszás kíséretében valósulhat meg (Lampert & Sommer, 2007).

Klorofill

A trofitás érték meghatározásához elengedhetetlenül szükséges mérni a paramétert. A klorofill az egyik legfontosabb pigment a plasztiszban. Szinte minden fotoszintetizáló organizmusban megtalálható valamilyen formája. A molekula egy feji porfirin (tetrapirrol) gyűrűből, és egy ahhoz kapcsolódó hosszú szénláncú (20C) hidrofób fitol farokrészből áll. A porfirin gyűrű nagyon hasonlít a hemoglobin hem részéhez, de belsejében Mg^{2+}-ion található (13. ábra) (Haraszty, 2004). A fotorendszer központjában a klorofill-a helyezkedik el, míg a fénygyűjtő antennarendszerben chl-a és chl-b is megtalálható. A klorofill zöld színét az adja, hogy elnyeli a kék és vörös hullámhosszú fényt (14. ábra), de a zöldet nem (Pálfia, 2013).
A primer produkcióban alapvető szerepet játszó algaállomány legegyszerűbb kvantitatív kimutatása a klorofill-a tartalom víztérfogatra vonatkoztatott meghatározásán alapul. A kellőképpen besűrített, szűrt mintát forrásban lévő metil-alkohollal kezelik, így a pigment tartalom kioldódik és mennyisége fotometriásan mérhető (Felföldy, 1981). Más módszereknél metanol helyett acetont, vagy újabban etanolt alkalmaznak (ISO: 10260).



13. ábra: A klorofill molekula szerkezete (Internet 9)



14. ábra: A különféle klorofill típusok abszorpciós spektrumai (Internet 10)

Szerves anyagtartalom

A vízi élettérben megtalálható bomló szervesanyag-tartalom mennyisége gyakran nagyságrendnyi különbséget mutathat az élő szervesanyag volumenhez képest. Az alakos állapotban lévő szerves anyagokat (élő és holt) együttesen POM v. POC (*Particulate Organic Matter/Carbon*) rövidítéssel jelöljük. Az oldott formában rendszeralkotó organikus vegyületek (DOM v. DOC, *Dissolved Organic Matter/Carbon*) mennyisége és jelentősége eltérő lehet a különböző vízterek vizsgálatakor. A tavakba jutó DOM alacsony mennyisége - ezzel összhangban a N és P terheléshez viszonyított csekély aránya – nem képvisel vízminőségbeli problémát. Ezzel ellentétben, gazdag vegetációval rendelkező vízgyűjtőről érkező befolyó terhelés jelentős lehet (magas C:P, C:N arány), melyet allochton DOM terhelésnek tekinthetünk. Az autochton módon, tehát belső oldott szervesanyag felszabadulás következtében növekvő terhelés a parti zóna kiugró produktivitásától, illetve a fitoplanton által kötött szén folyamatos visszajutásától származhat (Kalff, 2002; Padisák, 2005).

A heterotróf planktonközösség és a magasabbrendű fogyasztók is jelentős mértékben juttatnak vissza szenet a rendszerbe, közel 1/3-ad részt oldott formában (Olsen et al., 1986).

A változatos kémiai tulajdonságokkal rendelkező oldott szerves szénfrakció nehézfémekkel könnyen komplexeket alkothat, így a tápláléklánc számára hozzáférhetővé teszi azokat, akkumulálódhatnak magas λ-szinteken. Egyes esetekben (pl. polifenolok) enzimeket gátolhatnak működésükben.

Az édesvízi DOM jelentős részét (~80%) alkotják a huminanyagok (fulvo- és huminsav, humin), melyek lassan bomló, kémiailag igen ellenálló anyagok. Erősen humin-színezett vizekben, bemosódások következtében a koncentrációjuk 95%-ot is elérhet.

A szerves frakciót alkotó változatos molekulák bontását baktériumok végzik. Az oldott huminanyagok ugyan, a komplexitásnak és szabálytalanul ismétlődő régióknak köszönhetően, nehezen bonthatók, de a teljes tavi anyag- és energiaforgalom meghatározói lehetnek, mivel a mikrobiális hurok alapvető E forrásai.

A szerves, szén alapú trágyázás módszere Woynárovich Elek munkássága nyomán került be a hazai tógazdasági gyakorlat közé (Woynárovich, 1956). A módszer használata hozamfokozó tényezőnek bizonyult, és korai szennyvíztisztítási aspektusok is rendre érvényre jutottak (Donászy, 1958; 1965; Körmendi, 1984).

A biológiai vízminősítési rendszer tulajdonság-csoportjai

A vízminőség nehezen meghatározható fogalom, a víz fizikai-kémiai tulajdonságainak összessége. Célszerű az adott felhasználási területre/módra/technológiára célzottan vizsgálni, mintsem általánosítani. Az élettelen környezet (abiotikus hatások) és az élővilág közötti kölcsönhatások (biotikus interakciók), anyagáramlások függvényében változik.

A halobitás a víz biológiai szempontból fontos szervetlen kémiai tulajdonságainak összessége, azaz a vízben oldott összes ion koncentrációjával jellemezhető. Az előzőekben már esett szó összion-tartalomról (*Total Dissolved Solids*), szalinitásról, elektromos vezetőképességről (*EC*) és a domináns ioneloszlás pH függéséről. Halin-típusú vízterek a tengerek, esetükben a Na^+ és Cl^- -ionok az uralkodóak. A kontinentális vizeket limno-típusba kategorizáljuk, melyek lehetnek alfa és béta változatok. Az *α-limno* vízterekben szabad CO_2 nincs, HCO_3^- és CO_3^{2-}-ion van. Az uralkodó kation a Na^+, a pH 8-as értéknél magasabb. A *β-limno* típusú egységek szabad CO_2-t tartalmaznak, bennük domináns a Ca^{2+} és a HCO_3^--ion, így pH értékük kisebb 8-nál (15. ábra). A Maucha-féle csillagdiagram alapú ioneloszlást (Maucha, 1947) újabban Piper diagramon jelölik (Piper, 1953). Ez egy részletgazdagabb, komplex grafikai eszköz a vízterület jellemzésére, mely megadja a hidrogeokémiai fáciest is (Mádlné Szőnyi, 2013). A domináns kationok és anionok alapján csoportosítva, az alábbi kategóriák különíthetők el (Dévai és mtsai, 1992; Keresztessy és mtsai., 2015):

Na^+, illetve HCO_3^- (pl. hortobágyi, bihari tavak, talajvizek)

Na^+, illetve HCO_3^- és CO_3^{2-} (Duna-Tisza közi szikes vízterek)

Na^+ és Mg^{2+}, illetve HCO_3^- (Velencei-tó)

Na^+ és Mg^{2+}, illetve SO_4^{2-} (Fertő-tó, Feneketlen-tó)

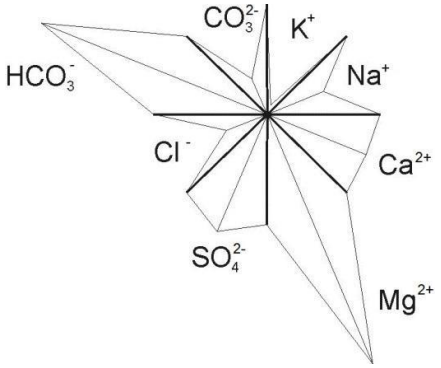
Na^+, illetve HCO_3^-, CO_3^{2-} és Cl^- (Szelidi-tó)

Ca^{2+}, illetve HCO_3^- (mészkővidékek vizei)

Mg^{2+} és Ca^{2+}, illetve HCO_3^- (Balaton)

Mg^{2+}, illetve SO_4^{2-} (Igmándi keserűvíz)

A trofitás korábbi említésén túl, a vízminőség szempontjából fontos ismerni a szaprobitás fogalmát, mely a biológiailag hozzáférhető szerves anyagokat jellemzi. Általában a szaprobitás-fok (*Pantle-Buck index, [S],* 2. táblázat) növekedésével csökken a fajok száma, így a kevés tágtűrésű faj nagy egyedszámban kolonizál ilyen jellegű élettereket (fauna elszegényedés, indikátor fajok előnyben) (Pantle & Buck, 1955). Az autoszaprobitikus folyamatok esetén a rendszerben jelen lévő szervezetek által termelt organikus anyagok bontását értjük. Az alloszaprobitás viszont az egységbe kívülről bekerülő szerves anyagok bontását jellemzi. Meghatározása kémiai- és biológiai oxigénigény meghatározással (KOI /kálium-permanganátos és kálium-dikromátos módszer, ISO: 6060/, $BOI_{5\text{-}20\text{-}teljes}$, ISO: 5815) történhet.



15. ábra: Maucha-féle csillagdiagram alapú ioneloszlás
(balra anionok, jobbra kationok - a középponttól való távolság az ionmennyiséget szemlélteti)
(Felföldy, 1981 nyomán)

A toxicitás a vízből kimutatható mérgező anyagok összessége, azok kumulált hatása. Jelentősége a legnagyobb, kiugró értéke felülírhat minden más, eddig ismertetett vízminőség-jelző paramétert. A vízi ökoszisztéma teljes felborulását és degradálódását eredményezheti. Vizsgálata történhet különböző toxikológiai tesztekkel: *E. coli, Daphnia,* hal-teszttel (Felföldy, 1981; Dévai és mtsai., 1992, Keresztessy és mtsai., 2015).

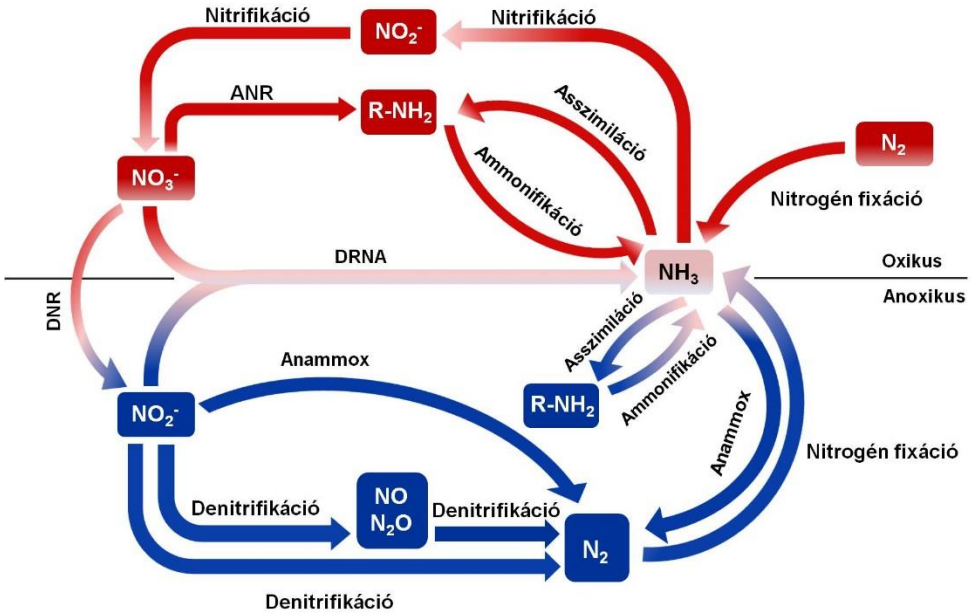
2. táblázat: A szaprobitás jellemzése Pantle-Buck index (S), kémiai- és biológiai-oxigénigény (mgL^{-1}) alapján
(Németh, 1998; Somlyódy 2000)

Foko-zat	Megnevezés	Pantle-Buck index, S	KOI_{ps}*,O_2 $mg \cdot l^{-1}$	KOI_4**,O_2 $mg \cdot l^{-1}$	BOI_5*,O_2 $mg \cdot l^{-1}$
0.	Aszaprobikus (élettelen, tiszta víz)	0	0		
1.	Katarobikus (tiszta víz)	< 0,50	1		
2.	Oligoszaprobikus (kissé terhelt víz)	0,51…1,30	1,0…1,5	< 2	< 2
3.	Oligo-béta mezoszaprobikus (közepesen terhelt víz)	1,31…1,80	1,5…2,5	2…6	< 4
4.	Béta-mezoszaprobikus (közepesen terhelt víz)	1,81…2,30	2,5…5,0	6…10	3…5
5.	Béta-alfa mezoszaprobikus (szennyezett víz)	2,31…2,80	5…10	10…20	4…7
6.	Alfa-mezoszoprabikus (szennyezett víz)	2,81…3,30	10…30	20…70	20
7.	Poliszaprobikus (nagyon szennyezett víz)	3,31…3,80	30…60	70…200	40…120
8.	Alfa-mezo-poliszaprobikus (nagyon szennyezett víz)	3,81…4,00	60	200	120
9.	Euszaprobikus (szennyvíz)	értékelhetetlen nyers szennyvíz			

6.2. A vízi élettérben lejátszódó - haltermelés szempontjából - releváns anyagcsere folyamatok

Nitrogén átalakítási folyamatok

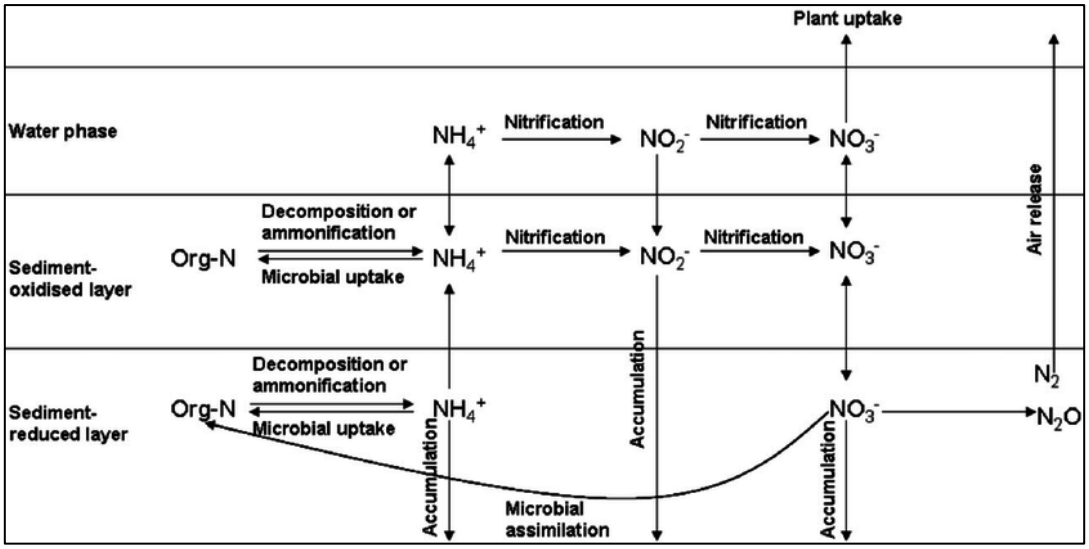
A légköri nitrogén fixációja során, illetve az oldott nitrát-ion felvételén (asszimilatív nitrát redukció) keresztül az élőlények által beépített N, az alakos szervesanyag-tartalom (PON) növekedésében mutatható ki. Oldott oxigén hiányában a nitrit- és a nitrát-iont fakultatív anaerob baktériumok használják terminális elektron akceptorként (nitrát légzés, denitrifikáció, vagy disszimilatív nitrát redukció), mely folyamat végén N_2 és némi N_2O távozik a légkörbe. A vízben szabadon élő kékbaktériumok (*Cyanobacteria sp.*) N-fixációs képessége kimagasló (Lin et al., 1988), 30-50 kgN ha^{-1} $év^{-1}$, de a szárazföldi, magasabbrendű élőlényekkel szimbiózisban élő nitrogén kötők hatékonysága egy nagyságrenddel jobb is lehet (10-350 kg N ha^{-1} $év^{-1}$) (Kalff, 2002).



16. ábra: A nitrogén biológiai körforgalma
(DNR: disszimilatórikus nitrát-redukció, DRNA: disszimilatórikus nitrát redukció ammóniává, ANR: asszimilatórikus nitrát redukció, Anammox: anaerob ammónia/nitrit redukció)
(Márialigeti, 2013)

A nitrát-ion kisebb része ammónium-ionná redukálódik (disszimilatív ammónia termelés), de ennek volumene messze elmarad az ammonifikáció (szerves anyag bakteriális feltárása aerob és anaerob módon) jelentőségétől.

A nitrifikáció a disszociált ammónia forma biológiai oxidációja nitráttá. Ez nevezhető talán a legfontosabb N-anyagforgalmi folyamatnak, mivel a végtermék későbbi anoxikus redukciójával a nitrogén ki tud lépni a rendszerből (N_2↑) (16. ábra).



17. ábra: A legfontosabb nitrogén-transzformációs folyamatok alakulása az anaerob-aerob réteg- és fázishatárokon (üledék/víz)
(A nitrogén az üledék mélyén akkumulálódhat, üledékben élő szervezetekben megkötődhet, továbbiakban a növények által a víztérből felvehető és/vagy a rendszert elhagyva „kilevegőzhet")
(Kalff, 2002 nyomán)

E hatékony bakteriális transzformáció okozza - jó oxigén viszonyokkal rendelkező (oligotróf) vizekben – a magas nitrát/ammónium-ion arányt.

A nitrifikáció bruttó egyenlete a következő: $NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+$, tehát minden mól ammónium-ion oxidációjához 2 mól oxigén molekula szükséges (1:4 tömegarány). A folyamat kimagasló oxigén igénye jelentősen hozzájárul a mélységi zóna oxigén készletének kimerüléséhez. A nitrifikáció intenzitása mindig az aerob/anaerob réteg-határokon a legkifejezettebb (17. ábra). A felsőbb réteg folyamatos oxigén utánpótlásról gondoskodik, míg az anoxikus, alsóbb rétegből mindig elegendő ammónium-ion (ammonifikáció) generálja a nitrifikációt.

Az ammónia aerob oxidációja nitritté a kemolitoautotróf *Nitrosomonas* genusba tartozó baktérium fajok közreműködésével történik, majd a *Nitrobacter* csoport segítségével oxidálódik tovább nitráttá. A fajok az ammóniát és nitritet használják növekedésükhöz energiaforrásként és elektrondonorként. A nitrit, a nitrifikáció és a denitrifikáció során egyaránt keletkező intermedier, ami felveti a lehetőségét annak, hogy az ammónia nitritté történő oxidációja a nitrit denitrifikációjával („nitrifikáló denitrifikáció") folytatódjon tovább. A folyamat alkalmassá teszi a rendszert arra, hogy a hirtelen megváltozó oxigénviszonyokhoz jól és gyorsan alkalmazkodjon.

A denitrifikációs folyamatokért heterotróf, fakultatív anaerob baktériumok (*Pseudomonas, Bacillus, Micrococcus sp.*) és egyes gombák közreműködése szükséges (Meriac, 2014). A köztestermék nitritet, illetve a végtermék nitrátot gáz halmazállapotú nitrogénformákká (NO, N_2O), majd N_2 gázzá alakítják, így a rendszerből távozhat (kiszellőzhet) (Gross et al., 1999).

Oxigént, mint e^- akceptort felhasználó légzés (oxidatív) leíró egyenlete:

$$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$$

Nitrátot, mint e^- akceptort felhasználó légzés (anaerob) egyszerűsített leíró egyenlete:

$$\text{szerves C-forrás} + NO_3^- + H^+ \rightarrow CO_2 + H_2O + N_2\uparrow$$

A nitrogén ciklust meghatározó részfolyamatok nem függetlenek a rendszert meghatározó egyéb anyagcsere-ciklusoktól, így figyelemmel kell lenni egyéb, pl. kén, vas anyagforgalmi jellemzőkre is (Kołwzan et al., 2006; Márialigeti, 2013).

Az üledék N tartalmának körfolyamatait a mikrobák befolyásolják, de egyéb, magasabb rendű szervezet is jelentős hatással lehet rá. Egyes *Tubificidae, Chironomidae* családba tartozó fajok nagymértékben hozzájárulhatnak az üledék tápanyagforgalmának növekedéséhez. Makrofita, gyökerező hínár társulások tápanyagigényük tetemes részét fedezhetik az üledékben deponált tápanyagokból.

A légköri nitrogén mennyisége gyakorlatilag korlátlan. Ezt, a vízi életközösség számára hozzáférhetővé tenni csak néhány, specializált szervezet képes (N-fixáció). Amennyiben a megkötött és rendszerbe juttatott szervetlen N mennyiségén túlmutat a rendszer nitrogén-készlet fogyasztása, akkor rövid időn belül N-hiány és limitáció következik be. Számos aerob és anaerob baktérium, egyéb prokariota mellett kiemelkedő a *Cyanobacteria* csoport légköri nitrogénkötő képessége. A *Nostocales* ordo képviselői (*Anabaena, Nostoc, Gloeotrichia*) közül kerülnek ki a leghatékonyabb fixációs képességgel rendelkező fajok, de más rendben (*Chroococcales, Microcystis*) is fellelhető hasonló funkciós képesség (Kalff, 2002; Padisák, 2005).

Maga a kötés specializált sejtekben (differenciált heterocita - *Nostocales*), bakteriális fotoszintézis és szimbionta baktériumok együttműködésével valósulhat meg. A folyamathoz szükséges elektronokat redukált szervetlen (H_2S), vagy kismolekulájú szerves vegyületek szolgáltatják, ezért nem jár a bakteriális fotoszintézis oxigén termeléssel (Kołwzan et al., 2006).

A nitrogén kötés nagy energiát felemésztő folyamat (1 molekula N_2 kötéséhet 12 ATP szükséges), ezért nem teheti meg a sejt, hogy a fotoszintézisről, mint E termelő folyamatról lemondjon. Tulajdonképpen csak az oxigéntermelő formájáról tér át a nitrogén-fixációval összeegyeztethető megoldásra. Az energia függés determinálja, hogy csak nappal történhet N-kötés, így a fotoszintetikus aktivitás arányos a fixáció mértékével.

A hagyományosan ammonifikációnak nevezett folyamatban, szaprofita baktériumok és gombák enzimatikus folyamatok révén, a szerves anyagok mineralizációja során gyakorlatilag ammóniát ($R\text{-}NH_2 \rightarrow NH_3$) termelnek. Az ammonifikáció kifejezést a nitrogén körforgalom egy másik fontos folyamatára, mégpedig a nitrát ammóniává történő disszimilatórikus redukciójára ($NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NH_3$) is szokták használni.

3. táblázat: Bakteriális anyagcsere típusok rövid ismertetése (Padisák, 2005 nyomán)

E - forrás		e^- - forrás		C - forrás	
fény	kémiai	szervetlen	szerves	szervetlen	szerves
fototróf	*kemotróf*	*litotróf*	*organotróf*	*autotróf*	*heterotróf*

Az ammónia asszimiláció, az ammóniának a sejtbe történő felvételét és a szénvázba való beépítését foglalja magába. Alkalikus környezetben az ammónia diffúzióval is bejuthat a sejtekbe a sejtmembránon keresztül, de rendszerint transzport molekulák segítik felvételét, melyek mind megtalálhatók a prokarióta, és az eukarióta sejtekben (Márialigeti, 2013). A baktériumok által biztosított transzformációs folyamatokat a 3. táblázat foglalja össze.

Növényi tápanyagfelvétel

A fotoszintetizáló növények C-forrása túlnyomó részt a szén-dioxid, amelyet víz és fényenergia felhasználásával szénhidráttá redukálnak (autotrófia, mely szénre és nitrogénre egyaránt vonatkozik). Túlnyomó részt jellemző tápanyag-felvételi forma, mely a Föld szerves anyag készletét döntően meghatározza. A heterotróf növényi szervezetek (obligát/fakultatív: szaprofitonok, paraziták és szimbionták) táplálékbázisként szerves anyagokat használnak fel, esetükben a kifejezés leginkább csak a szén asszimilálására vonatkozik, bár kevés nitrogén heterotróf szervezet is ismert.

A fotoszintézis egy oxido-redukciós egyenlettel leírható biokémiai folyamat, amely fényenergiát igényel és a szén-dioxid szerves anyaggá redukálódik benne.

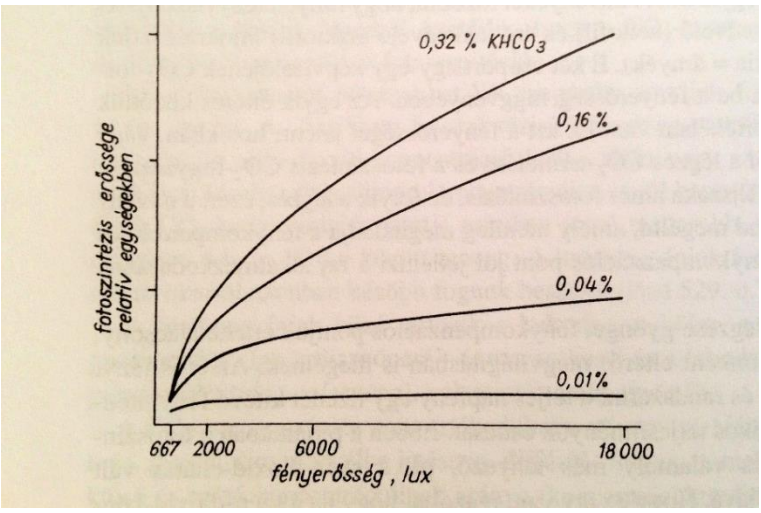
$$CO_2 + 2\ H_2A\ (e^-\ \text{donor}) \rightarrow \text{fényenergia/klorofill} \rightarrow (CH_2O) + 2A + H_2O$$

A folyamatban felhasznált fényenergia átalakul és a termékek kémiai energiájában tárolódik, majd egy bizonyos hányada hőenergiaként távozik a rendszerből. A magasabb rendű növények és algák fotoszintézisében a víz az elektrondonor. Bakteriális fotoszintézisnél (zöld és bíbor-kénbaktériumok) a kén-hidrogéntől származik az elektron, melyből elemi S keletkezik. Egyes fajoknál hidrogéngáz és szerves anyagok is szolgáltathatnak elektront a folyamathoz. A fény szerepe megkérdőjelezhetetlen, részt vesz az ATP termelésben (fotoszintetikus foszforiláció) és a koenzimek redukálásához negatív túlsúlyt teremt. A víz nagyon gyenge redukáló szer, így két egymás utáni fényreakció szükséges, hogy az elektronjai reakcióba léphessenek. Ez a kétlépcsős fotoszintézis jellemzi az algákat és a növényeket (Haraszty, 2004).

A bakteriális fotoszintézis alkalmával az e^--donorok negatívabb redoxpotenciál értékkel bírnak, mint a víz, így esetükben egy lépcsőben zajlik a folyamat.

Hidrogéngáz felhasználás esetén nincs szükség a fény által generált negatív, redukáló környezet kialakítására, így csak a fotoszintetikus foszforilációban játszik szerepet (Kołwzan et al., 2006, Márialigeti, 2013).

A fotoszintetizáló szervezetek asszimilációs aktivitását az oxigén termelés és fogyasztás eredőjéből számolhatjuk ki. Egyidejű mérése (nettó fotoszintézis) csak a fogyasztással csökkentett termelésről ad tájékoztatást. Bruttó fotoszintetikus aktivitást viszont nappali termelésből és éjszakai (átlagnak vett) fogyasztásból számolhatunk. A mérés elviekben hibás, mivel éjjel mitokondriális légzés, nappal viszont fotorespiráció valósul meg, de tájékozódás céljára a mai napig használják.



18. ábra: Fontinalis nemzetségbe tartozó vízi moha fotoszintézis intenzitásának függése a fényerősségtől (különböző koncentrációjú hidrogén-karbonát forrás mellett) (Haraszty, 2004; Harder nyomán)

A fény mellett a CO_2 koncentráció a legfontosabb intenzitást szabályozó tényező a fotoszintézis esetében (18. ábra). Minden élőlénynek más a szén-dioxid koncentráció optimuma, általában a közeg koncentráció értéke jóval alacsonyabb (Haraszty, 2004).

A hőfok emelkedésével nagymértékben nő a fotorespiráció mértéke, így a fotoszintézis által megkötött szén-dioxid egy része újra felszabadul, ami a nettó fotoszintetikus teljesítmény csökkenését eredményezi.

Hal anyagcsere *(respiratio, digestio, excretio)*

A termelési célú halnevelés környezetre gyakorolt hatását csak úgy lehet kellő alapossággal vizsgálni, ha figyelemmel kísérjük a rendszerbe vitt - esetünkben halszervezetbe juttatott – tápanyagok beépülési és kiválasztási tulajdonságait (Torres-Beristain et al., 2006). A termelési technológiák intenzitási fokával arányosan nőhet a halnevelés környezeti terhelése, mely felszíni, vagy felszín alatti vízbázisok közvetlen, vagy közvetett szennyezését jelenti (Gál, 2006; Gál et al., 2016).

A táplálékfelvétellel halba jutó tápanyagok egy része energiát szolgáltat (szénhidrát, zsír, fehérje), míg a víz, sók, vitaminok az egyéb, nem energia célú, létfontosságú anyagok közé sorolhatók. Hasznosulásuk az emésztő enzimek működési hatékonyságától függ.

A szénhidrátok alapvetően energiahordozó vegyületek, de esetileg fehérje-tartalékoló szerepük is van (glükogenetikus aminosavak). A nem cukorszerű, vagyis a rostalkotó szénhidrát struktúrákat nem képes a halak enzimrendszere önállóan lebontani, de bakteriális (*Ctenopharyngodon idella* V.), vagy algaeredetű extracelluláris celluláz enzimmel sikeresen emészthetik (fermentáció). A *pancreasban*, a fajonként változó számú *pylorus*-függelékekben (bizonyos fajokban hiányzik pl. *Silurus glanis* L.), illetve a középbél sejtes mirigyeiben termelődő szénhidrátbontó enzimek az amiláz, maltóz, szukráz, maltáz és a laktáz. Az amiláz pH optimuma enyhén bázikus (pH 8,5) és ideális környezeti feltétele 20°C. Egyes gabona takarmányok esetében (fél-intenzív termeléstechnológia) ismert amiláz blokkoló hatás (pl. búza β-amiláz inhibitor).

Az amiláz enzim aktivitása az életkor előrehaladtával nő, de erőteljesen függ a táplálkozási stratégiától és a felvett takarmány összetételétől. A herbivor (*Ctenopharyngodon idella* V.) és omnivor (*Cyprinus carpio* L.) fajok esetében a szénhidrátok bontása és középbéli felszívása igen jó hatékonysággal történik, míg carnivor (*Silurus glanis* L.) fajoknál - a táplálék szénhidrát tartalmától függetlenül - nehezen emészthető tápanyagoknak tekinthetők (Horváth, 2000).

A fehérjék alapvető életfunkciók fenntartását biztosítják, mindamellett a sejtregenerációs és növekedés-fejlődési folyamatokban alapanyagot szolgáltatnak (aminosavak) a fehérjeszintézishez. A gyomorban, a vakbélszerű *pylorus*-függelékekben (ha van - fajfüggő), illetve az *intestinalis* diffúz mirigysejtek által termelődik a bontásukhoz szükséges enzimrendszer. A proteolitikus enzimek hőmérséklet kitettsége igen jelentős, 47-66% aktivitáscsökkenést is megfigyeltek már a téli hónapokban. Az erősen savas közegben, a sósav hatására (pepszinogén) aktiválódó pepszin működés következményeként polipeptid láncok keletkeznek. Ezeket a láncokat - közel neutrális pH értéken - a tripszin tovább hidrolizálja, így oligo-és dipeptidek keletkeznek. Tipikus inhibitora a hüvelyesekben (pl. szója) megtalálható. A kimotripszin, valamint karboxi- és aminopeptidázok további, aminosav szintig történő bontásról gondoskodnak, pH 6,5-7,2 értéken.

A zsírbontást a bélcsatornában (pylorus, pancreas, intestinalis mirigyek) termelődő lipáz enzim végzi. A hasnyálmirigy igen csekély mennyiség termelésére képes, így planktonikus élőlényekkel kiegészített táplálékkal a volumene tovább növelhető. Az amilázhoz hasonlóan a lipáz készlet is reabszorbeálódik, sőt a májban tárolódhat, így kompenzálható a relatív kis mennyisége. A pH optimuma 6,5-7,5 között van, hatására a zsírok zsírsavakra és glicerinre hidrolizálnak. A májban termelődő epe, a benne hatóanyagként működő epesavas-sók hatásain keresztül emulgeálja a zsírcseppeket, így a zsírcseppek akár enzimatikus közjáték nélkül is képesek felszívódni (<0,5µm).

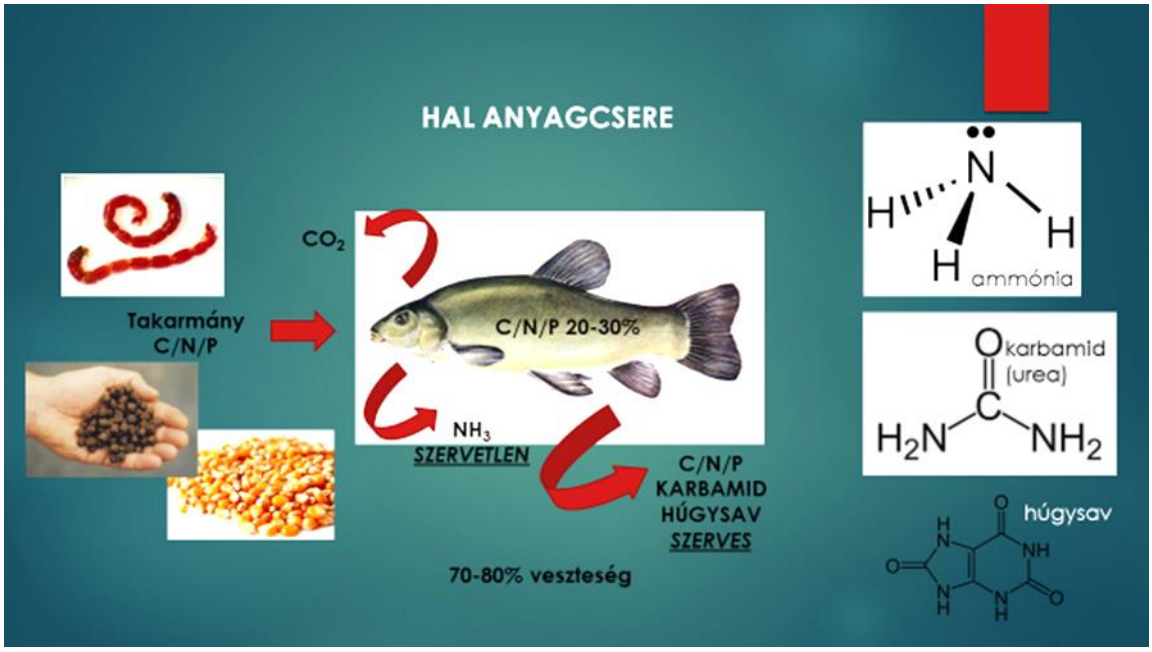
Lipáz közreműködés hatására glicerin, szabad zsírsav, mono- és diglicerid formában is felszívódhatnak a zsírnemű anyagok (Horváth, 2000; Hancz, 2007).

Az emésztőenzimek *de novo* szintézisének intenzitása függ az anyagcsere-folyamatok aktuális hatékonyságától, mely nagyban függ a környezeti feltételektől. *Poikiloterm*, azaz változó testhőmérsékletű élőlényeknél a szintézis, valamint a hidrolitikus hatékonyság hőmérséklet függése a legkifejezettebb. A felvett táplálék áthaladási sebesség is fontos tényező, mivel a bontandó anyagoknak meghatározott minimum időt kell eltölteniük a megfelelő bélszakaszban, releváns enzimatikus környezetben. 10°C-os környezeti hőmérséklet emelkedés (tavasz eleje vs. vége), kétszeres perisztaltika növekedést eredményez. A gyorsabb áthaladáshoz fokozott enzimaktivitás társul, de nem múlja felül azt, így hamarabb ürít *faeces*-t az élőlény, mintsem minden hasznos tápanyagot kinyerne az emésztendő tételből. Az amur esetében kimutatták, hogy nyári, 25°C feletti vízhőmérsékletnél testtömegének 120%-át képes felvenni (nedves tömeg) naponta vízinövényből, melynek jelentős része mérsékelten feltárt formában távozik a szervezetéből. A trágyája így - további bakteriális ammonifikáció után - könnyen hozzáférhetővé válik az algák számára és közvetlen vízminőség problémát okozhat. Ragadozó halak gyomornedve ürült állapotban pH 5 körüli értéknek (*Silurus glanis* L.), míg telt állapotban pH 2-2,5 értéknek adódik (saját vizsgálat).

A légzést - vagyis szűk értelembe vett gázcserét - a szén-dioxid / oxigén kicserélődésre használják, de halaknál a kopoltyúnak az ammónia eltávolításában is rendkívül fontos szerep jut (19. ábra). A gázcsere fizikai alapját a koncentráció gradiens mentén történő diffúzió adja, mely szerint a nagyobb parciális nyomású térben lévő gáz molekulák, az alacsonyabb nyomású tér felé vándorolnak. A kopoltyúlemezkék között lévő kapillárishálózat és a benne cirkuláló vér, valamint az egy sejtsornyi (*epithel*) távolságra lévő élettér (víz) közti gázcsere az első lépés. Következő lépés a vér - artéria/véna kapillárisok - szövetek (sejtek) közötti nyomáskülönbségen alapuló gázmolekula csere.

A vér oxigénaffinitása elsősorban a hemoglobin oxigén telítettségén, a szaturáció mértékén múlik. A szén-dioxid transzport folyamatai fordítottak. Első lépésként a szövetek és kapillárisok között, másodikként a kapillárisok és a víz között végbemenő szállítást, átadást értjük (Horváth, 2000).

Fontos megemlíteni, hogy a halaknál nem csak az általánosan ismert kopoltyúlégzést figyelhetjük meg, hanem egyes fajok esetében jelentős szerep jut a bőrlégzésnek is. Az epidermális-, és nyálkaréteg vastagsága, valamint a *(cutis) stratum spongiusum / str. compactum* réteg kapilláris hálózata befolyásolja hatékonyságát. Lárvakorban a legkifejezettebb, mikor a kopoltyú fejletlen és a környezettől való fizikai kapilláris (diffúziós) távolság minimális. A halak vér mennyisége a szervezet teljes tömegének mindössze néhány ezreléke (humán ~5% testtömeghez viszonyítva). A keringési rendszerük zárt, egy vérkörös. Ennek és a csekély vérmennyiségnek köszönhetően jelentős szerep jut még a bőrön át történő gázcserének (Ördög és mtsai, 2011).



19. ábra: A halak - takarmányozási technológiától független - főbb anyagcsere végtermékei, melyek a környezetet közvetlenül érintik (saját ábra)

A kiválasztás során az anyagcsere-folyamatok bomlástermékei kerülnek eltávolításra. Az anyagcsere közti- és végtermékek eltérő mértékben szennyezik a vízteret. A környezeti terhelés mértéke erősen függ az alkalmazott haltermelési technológiától (takarmányozás típusa, szerves anyag ülepítése, N-transzformációs folyamatok szabályozása, aerob-anaerob kontroll, P-csapdázás stb.) (Gál, 2006). A kiválasztás központi szerve a vese, de halaknál kiemelt szerep jut a májnak, lépnek és a kopoltyúnak is. A vesében ultrafiltrátum képződik a vérplazmából (vizelet), miközben víz, ionok, glükóz és aminosav retenció (reabszorbció) figyelhető meg (homeosztatikus egyensúly). A glomerulus filtráció ráta (GFR) és a diurézis volumene, valamint a testfelület vízpermeabilitása a környezeti hőmérséklet növekedésével jelentősen emelkedik. Oxigénhiány következtében fellépő stressz növeli a vérnyomást az aortában (központ), de csökkenti a vesében (periféria), így csökken a szűrlet mennyisége.

Az elektrolit-transzport folyamatok alkalmával a nátrium és a klorid ionok az ultrafiltrátumból reabszorbeálódnak. A kálium a vese tubuláris sejtjeiből szekretálódik és/vagy reabszorbeálódik, akkumulálódik. Magas K^+ koncentráció beindítja a K^+/Na^+ pumpa működését és a felesleges kálium vizelettel távozik a szervezetből.

Normál esetben a halak vizeletének pH-ja kissé savas, mivel a szénsav disszociációja során keletkező H^+-ion nem szívódik vissza, hanem ürül. A magnézium, kalcium kationok, valamint a szulfát és foszfát-anionok a vese tubulusaiban reabszorbeálódnak.

A vese glükóz visszatartását a tubuláris sejtekből lefűződő hólyag, az ún. mikropiknotikus készülék segíti. Az apparátus kapacitása adott, egy bizonyos mennyiség felett a többlet vizelettel távozik (pl.

nagy keményítőtartalmú takarmány). A hőmérséklet emelkedés fokozza a glükóz visszatartást (Mézes, 2004).

A nitrogéntartalmú anyagcsere közti-, vagy végtermékek csak igen kis (2,5-24%) százalékban ürülnek a vese közreműködésével. Nagyrészt ammónia, karbamid, kreatin, aminosavak és húgysav formájában távoznak a hal szervezetéből (19. ábra).

Az aminosavak dezaminálódnak, majd ammóniává redukálódnak. Részben ilyen formában ürülnek, de részben karbamiddá, vagy húgysavvá alakulnak.

A kopoltyú karbamid szempontjából átjárhatatlan, így csak a vesén keresztül távozhat. Fontos szerepe van az ozmoreguláció fenntartásában (ősi jelleg).

Az ammónia kiválasztásának szerve a kopoltyú. A kopoltyúlemezkék epithelsejtjein keresztül távozik, NH_3/Na^+ kicserélődési mechanizmussal.

A fehérje anyagcsere-végtermékek döntően ammónia formájában a kopoltyún keresztül érintkeznek a halat körülvevő víztérrel, míg kisebb hányadban húgysav, kreatinin, kreatin és aminosavak formájában a vese üríti azokat (Zboray, 1998; Horváth, 2000; Mézes, 2004; Hancz, 2007; Ördög és mtsai, 2011).

6.3. Haltenyésztés kombinált rendszerekben

Magyarország adottságai (klimatikus, domborzati, vízrajzi) alapján a tógazdasági (hagyományos extenzív és fél-intenzív) haltermelés dominál, kor- és fajszerkezet szerint mesterségesen meghatározott, főleg pontyra alapozott, ún. pontydomináns termelési szerkezetben (Fürész és mtsai., 2006). Ez a stratégia főleg a természetesvízi tápanyag-transzformációs folyamatokra épül, a beavatkozások (leginkább C, N, P utánpótlás) a hozamnövelés érdekében történnek. Kezelhetőség és a munkafolyamatok szervezhetősége, embererőforrás szempontjából előnyösebbek a kisebb, 10-30 hektáros termelő tavak, ahol a fél-intenzív gazdálkodás, szerves trágya, gabonatakarmány bejuttatás még kivitelezhető. 50-100 hektáros tóméret, vagy e fölött, már nehezebben kontrollálhatóak ezek a munkafolyamatok, így inkább a teljesen természetközeli gazdálkodási mód terjedt el, tervezett telepítésekkel, polikultúrában (Horváth, 2000).

A hazai haltermelés sokéves távlatban 22-23.000 t/év átlagos mennyiséget jelent. Az ún. hároméves üzemforma megköveteli az ivadék-, növendék- és tenyészhal előállítást is, így a ténylegesen étkezési méretet elérő országos halhozam ebből átlagosan 15-16.000 t/év.

Haltermelési művelési ágba vont terület 37.000 ha, melyből 29.000 ha tisztán halastó terület. Ebből aktuálisan üzemelő (nincs felújítás alatt, vagy nem pihentetett, még művelési ágban tartott stb.), az eltérő számítások alapján 25-28.000 ha lehet (AKI, 2017).

A tradicionális nevelési szerkezet főleg gabona alapú kiegészítésen (energia pótlás) és gabonafélékből készült tápokon alapszik, melyek minimális hallisztet tartalmaznak. Az évtizedeken át tartó szelekciós munkák eredményeként számos, államilag elismert pontyfajtával rendelkezünk, melyek különböző termelési célokhoz lettek adaptálva. A polikultúrában megközelítőleg 20%-os részesedéssel érintett távol-keleti „növényevők” (amur és fehér/pettyes busa, ill. hibrid) aránya - több éves átlagban - valamelyest csökken. Az értékesebbnek számító fajok (harcsafélék, tokfélék) termelési volumene sem tudott kiugróan növekedni az elmúlt években (Alabaster, 1982; Kerepeczki és mtsai., 2010; Gábor és mtsai, 2017; 2018).

A kombinált haltermelési technológiák a hagyományos tógazdasági és a precíziós (intenzív) termelési szerkezetek elemeit ötvözik. A közép-európai viszonylatban hagyományosnak nevezett, szervesanyag utánpótláson (trágyázás) és gabonafélék kiegészítő etetésén alapuló technológia mellett (Erős, 1960; Liang et al., 1998), egyre inkább terjedőben vannak a kombinált, környezettudatos megoldások (Kerepeczki & Pekár, 2005; Gál et al., 2007; Csorbai és mtsai., 2015).

Komplett, teljes értékű haltápok alkalmazásával és a csökkentett szervesanyag-bevitellel, vagy annak teljes elhagyásával kisebb munkaerő ráfordítással már magasabb hozamot realizálhatunk

hagyományos halastavi környezetben. A technológia magasabb szintű szakmai felkészültséget és gyakoribb vízminőség kontrollt, beavatkozást igényel.

Tó-a-tóban rendszereknél átfolyóvizen, védetten, relatív kontrollált körülmények között lehet magas értéket képviselő, pl. ragadozó halat nevelni. Az elfolyóvízzel a puffertóba távozó környezeti terhelés átalakul és hozamfokozó tényezővé válik alacsonyabb trofitási szinteken. Ez esetben az állategészségügyi kockázatok mértéke még magas, mivel a termelés nem zárt módon történik.

Lehetőség van az intenzív termelésbe vont tavi egység terhelt elfolyóvizét rendszeren kívül is felhasználni, további vizes élőhelyek, ún. wetland területek (akár újabb halastó, élőbevonatos szűrő tó) alkalmazásával (Kerepeczki et al., 2003). A távozó szerves és szervetlen tápanyagok egy új egység táplálékhálózatában szintén halhúsba allokálódnak, így téve költséghatékonyabbá a termelést (SustainAqua, 2009; Gál et al., 2013; 2016).

A recirkulációs elven működő intenzív rendszerek precízen kontrollált, zárt körülmények között működtetett haltermelő megoldások, melyekben fejlett mechanikai és biológiai víztisztító kiegészítő egységek felelnek az anyagcsere bomlástermékek részleges, vagy teljes ártalmatlanításáért (Mires, 1995; Tucker & Hargreaves, 2008; Timmons & Ebeling, 2010). A technológiai elfolyóvíz rendszeren kívüli, további kezelésére szintén megfelelő megoldás lehet vizes élőhelyek alkalmazása (Gál, 2006; Csorbai és mtsai., 2015).

A precíziós (intenzív) rendszerek egyöntetű tulajdonsága, hogy a környezeti feltételek teljes mértékben mesterségesek (hőmérséklet, vízkémiai paraméterek, bejuttatott tápanyagok), így a természetes táplálléktranszformációs folyamatok nem meghatározóak a termelés során. Az átfolyóvizes (pl. pisztrángosok) és vízvisszaforgatásos (pl. tok termelő telepek) elven működő egységek vízkezelése történhet különféle biofilterek (mozgóágyas, csepegtető testes, *bead* filter stb.) alkalmazásával (Avnimelech, 2006), vagy halastavi környezetben, sőt wetland területek sorba kapcsolásával is (Csorbai és mtsai, 2015; NAST, 2015).

Az iparszerű haltermelő létesítmények száma a pályázati lehetőségeknek köszönhetően nőtt az elmúlt időszakban. 2017-ben 21 haltermelő üzem termelt intenzív körülmények között Magyarországon. A precíziósan előállított 4200 tonna halból az étkezési felhasználás 3364 tonnát tett ki, melynek 94%-át az afrikai harcsa termelés eredményezte (tok- és pisztrángfélék, illetve egyéb fajok mellett). 2013-ban még 2200 t volt e harcsaféle hazai részesedése, de 2015-re már elérte a 2840 tonnát (FAO, 2016), mely 27%-os növekedést jelent mindössze két év alatt (AKI, 2017). 2016-ra már 3040 tonnára nőtt a volumen, mely újabb 7%-os éves növekményt jelentett (Gábor és mtsai., 2017). 2018-ra további 4,4%-os növekedés realizálódott (Gábor és mtsai., 2018).

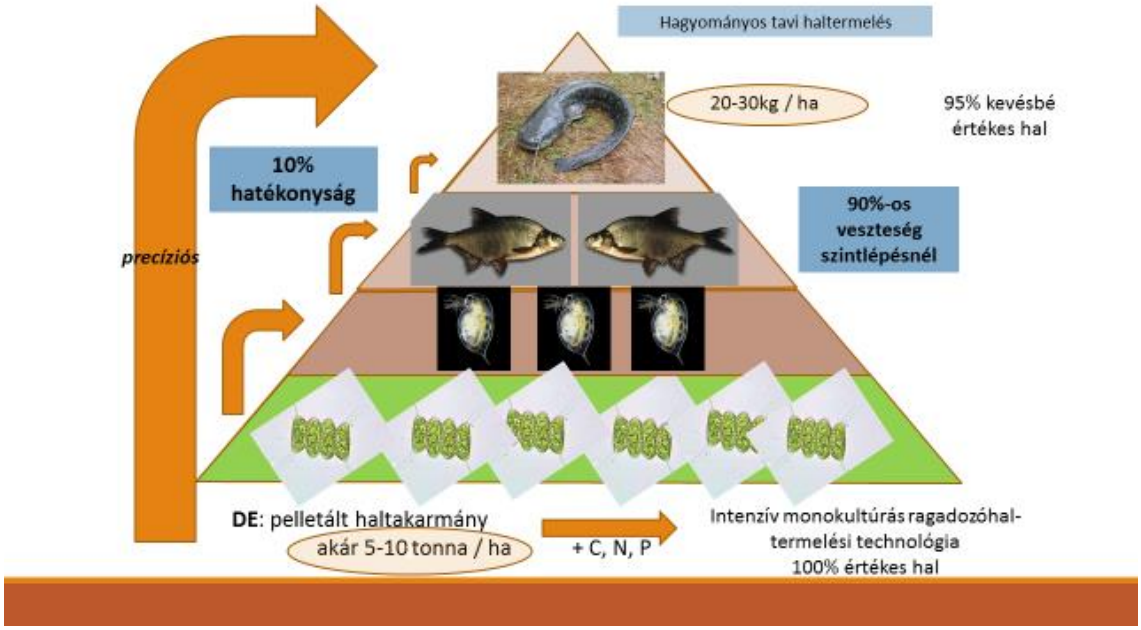
Iparszerű termelési struktúrára alapozott rendszerek esetében a geotermikus, vagy egyéb megújuló energiát hasznosító (pl. biogáz erőmű technológiai hűtővize) üzemek terjedése várható, így

hatékonyan, a magas energiaárak ellénére is tartható, illetve növelhető majd a jövedelemtermelő képesség.

Tápanyag-transzformáció különféle termelési struktúrák alkalmazásakor

Egy tavi táplálékhálózat az eltérő trofitási szinteken élő, egymással préda-predátor kapcsolatban lévő élőlények hálózatos kapcsolata (Carpenter et al., 1985).

Hagyományos termelési szerkezetnél, döntően a tavaszi időszakban a rendszerbe juttatott istállótrágya tápanyagot szolgáltat a termelő szervezetek számára (1. trofitási szint) (Wohlfarth & Schreoder, 1991). Az algák nagy mennyiségű biomassza kialakítására képesek rövid időn belül, így az eszeket fogyasztó zooplankton közösségbe tartozó élőlények (*Rotatoria, Copepoda, Cladocera*) számára könnyen hozzáférhető táplálékok (2. trofitási szint) (Darley, 1982; Kiss, 1998). A gazdag plankton állománnyal rendelkező víztestek komoly mennyiségű takarmányhalat képesek eltartani (3. trofitási szint). A természetes ragadozóhozam feltétele a fehérhal- és/vagy gyomhalállomány fenntartása (4. trofitási szint) (Woynarovich, 1959; Melack, 1976; Oláh és mtsai., 1981; Kestemont, 1995; Woynarovich, 2005).



20. ábra: Vízi táplálékpiramis hagyományos vs. precíziós technológiai sajátságokkal (Beliczky, Bercsényi munkássága nyomán)

Hagyományos és fél-intenzív termelési szerkezetnél a trágyázás (Woynarovich, 1983; 1991) és az energiahiányra történő gabona takarmányozás korlátozott mennyiségű ragadozóhalat eredményez a tenyész-szezon végén (20-30kg/ha ~ 5%) (Tasnádi, 1983; Horváth, 2000). A tápanyagok beépülési hatékonysága mindössze 10%-os az egyes szinteken (20. ábra), így a biomassza, energia és egyedszám is 90%-os veszteséggel „lép egy szintet feljebb” a piramisban. 95%-ban, a piacon kevésbé értékes fajt

állítunk így elő, míg az értékes ragadozóhozam mindössze 5% (Knösche et al., 2000; Gál, 2006; Gál et al., 2016).

Precíziós termelési szerkezetnél a tápanyagok pelletált, teljes értékű tápok formájában a monokultúrában termelt ragadozó állományba épülnek, így az egyes trofitási szinteken jelentkező transzformációs veszteség kiküszöbölhető (20. ábra). 100%-ban, a piacon magas értéket képviselő ragadozóhal állítható elő, akár 10-20 t/ha (0,7-1,3 kg/m^3) tavi egyenértékre vetítve (Wrigley et al., 1988; Havasi, 2014; Horváth, 2016). A hagyományos trágyázási módszerhez képest, így jelentősen kevesebb tápanyagot (C, N, P) juttatunk be a haltermelő egységekbe, közvetlenül a magas értéket előállító trofitási szintre (Hargreaves, 1998; Gál, 2006; Tucker & Hargreaves, 2008; Gál et al., 2016). Víztakarékos recirkulációs rendszerekben akár két nagyságrenddel nagyobb ragadozóhal denzitás is elérhető a fejlett gépészeti megoldásoknak köszönhetően, természetesen a termelt faj tűréshatáraihoz igazodva (Timmons & Ebeling, 2010; Csorbai és mtsai, 2015; Kovács és mtsai., 2018).

6.4. A harcsa (*Silurus glanis* L.) jelentősége és aktualitása az akvakultúrában

A harcsa több szempontból is megfelelő választás intenzív (kombinált), akár szuperintenzív termelési körülmények közé.

Jelenleg ugyan még nem áll rendelkezésre kereskedelmi tételben a faj igényeihez tökéletesen illeszkedő haltáp, de igen jól nevelhető különféle - más fajokhoz kifejlesztett - magas, és mérsékelten magas fehérje tartalmú tápokon (Havasi, 2014; Havasi et al., 2015; Nagy és mtsai, 2015). Igen könnyen, már a lárva táplálkozásának kezdetén használhatók ivadéknevelő tápok, de - mint sok egyéb faj esetében is - magasabb túlélés érhető el élő planktonikus táplálék (*Artemia salina* L. nauplius) kezdeti kombinált etetésével. Korábbi kutatások igazolták, hogy rövidtávon kielégítő növekedést eredményezhetnek hallisztmentes takarmányozási fejlesztések. Főleg a húsliszt felhasználás korlátozásának eltörlése utáni lehetőségek voltak meggyőzőek, míg az alternatív növényi fehérje források csak kontrollált aminosav-kiegészítéssel alkalmazhatóak (Havasi et al., 2015). Az utóbbi esetben nem történtek takarmányozási költségek csökkentését igazoló gazdaságossági kalkulációk.

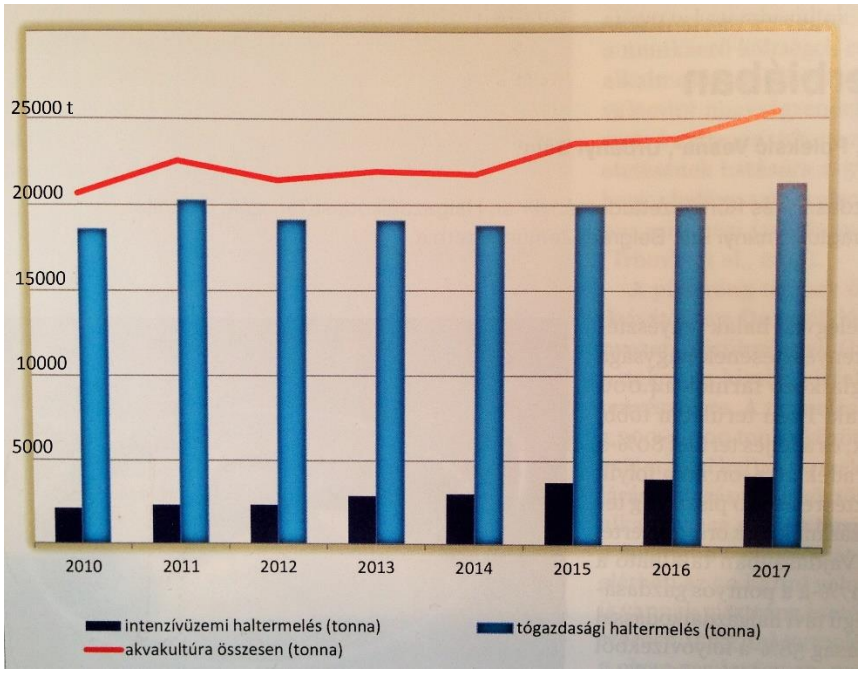
A „szétnövés", azaz az egyedek közötti növekedési variabilitás folyamatos kontrollja mellett a nevelt állományt kevésbé veszélyezteti, a ragadozó fajokra változó mértékben jellemző kannibalizmus (Demeter, 2016; Kovács és mtsai., 2018).

Precíziós haltermelés esetén elengedhetetlen a vízminőség folyamatos ellenőrzése, ugyanakkor a faj viszonylag tágtűrésű az előforduló anyagcsere-végtermékek koncentrációnövekedése szempontjából. Kiugróan jól viseli az alacsony oxigén szintet, e tekintetben csak némileg marad el a ponty (*Cyprinus carpio* L.) esetében kimutatott szélsőértékektől (Horváth, 2000).

Télálló (euritherm - Holcik, 1989), vagyis tavi technológiák alkalmazásakor, a termelési szezonban magas népesítési sűrűségben nevelt halak télre tovább sűríthetők és átteleltethetők. A némi „apadó" értéket eredményező téli súlyvesztést kompenzálja, a pihenő időszak rendkívül alacsony üzemi költsége. Az afrikai harcsa (*Clarias gariepinus* B.) termelés állandó hőenergia igényéből adódó fenntartási költségei ekkor bizonyosan magasabbak. Ugyan nem igényel egész szezonban nagy energia befektetéssel előállított magas hőmérsékletű, vagy geotermikus vizeket, de a harcsafélékhez hasonlóan ez a faj is 20-22 °C felett növekszik igazán (Linhart et al., 2002; Kottelat & Freyhof, 2007). Ezek az adottságok hazai tógazdasági körülmények között - a klímaváltozásnak is köszönhetően - már kora májustól akár október közepéig fennállnak.

A fajnak kimagasló a technológia tűrése, a kevéssé érzékeny fajok közés sorolható. A lehalászások, állategészségügyi kezelések, időszakos mintázások, válogatások, harcsánál nem jelentkeznek kiugró stresszténye zőkként, míg pl. süllő (*Sander lucioperca* L.) intenzív termelésekor ez fokozottan hátráltathatja a sikerességet (Havasi, 2014; Horváth, 2016).

Hazai tógazdasági termelési volumene, az étkezi méretet elért korosztályban közel 20%-ot növekedett a tárgyévet megelőző évhez képest (AKI, 2017). Az összes, komoly piaci potenciállal rendelkező őshonos ragadozó halunk (étkezési süllő, csuka, harcsa) tógazdasági produktuma 363,3 tonna volt 2016-ban, melyből 48% (176t) harcsa volt. Ez, harcsa esetében 1,1%-os részesedés a teljes magyar tógazdasági étkezési haltermelésből. Horgászfogása 2016-ban 154.680 kg volt, mely a teljes természetesvízi halfogás 3%-a (Csörgits & Udvari, 2017).
2017-ben a tógazdasági, étkezésű méretű termelési volumen további 22%-kal nőtt (Gábor és mtsai., 2018).



21. ábra: Magyarország akvakultúrás termelésének alakulása az elmúlt években (Gábor és mtsai., 2018, Beliczky módosításával)

Az 21. ábrán szemléletes az intenzív üzemi haltermelés növekvő részesedése a teljes hazai bruttó haltermelés eredményéből. Míg évekkel ezelőtt stabilan 10% körüli hányadot jelentett a precíziós technológiával termelt (főleg afrikai harcsa - 94%, 2017-ben) hal, addig 2015-ben már 15,8%, 2016-ban 16,7%, majd 2017-ben 16,5% részesedése volt. A tógazdasági volumen évek óta stagnál, ehhez képest közel 50%-ot növekedett az intenzíven előállított hal mennyisége az elmúlt évtizedben (AKI, 2017; Csörgits és Udvari, 2016; 2017; Gábor és mtsai., 2017; 2018).
Sajnálatos módon, ennek a növekedésnek csak kis részét eredményezik a szürkeharcsával kapcsolatos, utóbbi időben előtérbe kerülő technológiai fejlesztések. Míg a világ harcsatermelése kismértékben, de folyamatosan növekszik (1770t) (Linhart et al., 2004) és hazánk az ötödik legnagyobb termelőnek számít Németország, Franciaország, Lengyelország és Románia után, a megtermelt harcsa mennyisége nem számottevő még a nemzeti bruttó halhozamhoz viszonyítva sem. 2011-ben még megközelítőleg 260t volt a hazánkban előállított harcsa mennyisége (J. Dankó & Bardócz, 2012), ehhez képest 2016-

ban mindössze csak 176t (Csörgits & Udvari, 2017). A következő évre némileg növekedett (215t) az étkezési méretet elért termelési mennyiség (Kiss, 2018). Egyedül ezeket az adatokat vizsgálva, hat év alatt 18%-os visszeesés (5 év alatt 32%) figyelhető meg a termelési volumenben. A szakma egyöntetű véleménye szerint ezeket a statisztikai adatokat kellő óvatossággal kell kezelni, mivel a bejelentési kötelezettség elmulasztása, illetve az adatok validálásának hiányosságaiból adódó eltérések gyakoriak lehetnek.

Mindazonáltal, a technológiai fejlesztések egy kombinált rendszer kidolgozása felé irányulnak. Az intenzív nevelési fázisban zárt recirkulációs, vagy nyitott tavi rendszerekben (földmedrű, vagy fólia takarású telelők), tápon, nagy mennyiségű egynyaras hal előállítása a cél, mely a következő termelési szezontól nagy területű extenzív, vagy fél-intenzív tavakban, polikultúrában nevelkednek étkezési méretig.

A harcsa nagyon jól használható gyomhal mentesítésre, illetve nagy hatékonysággal alakítja át értékes halhússá a kártékony, értéktelen halállományt (ezüstkárász - *Carassius gibelio* B.) (Horváth, 2000; Horváth & Tamás, 2011).

Előszeretettel fogyasztja a legyengült, vagy elpusztult élőlényeket, így a tavakban fontos egészségügyi szerepet is betölt. Eltávolítja a különböző fertőzéseket hordozó, illetve betegségben elpusztult halakat (Pintér, 2002; Harka & Sallai, 2004; Horváth és mtsai., 2011).

Az egynyaras állomány mennyiségi növekedése országosan bizonyított. Partner gazdaság (Dalmand Zrt.) dalmandi telephelyén 2016-ban és 2018-ban az egy hektárra vetített éves tápos harcsa hozam túllépte a 10 tonnás határt (Demeter, 2016; Demeter szóbeli közlése, 2018.12.05.).

Tavaszi kihelyezések alkalmával ezek az egyedek nagy tározókba (pl. Marcali-tározó), halgazdálkodási élővizekbe (pl. Balaton) és további haltermelő tavakba kerülnek utónevelés céljából. A táplálék ellátottság függvénye, hogy milyen gyorsan érik el a piaci méretet, illetve mikor kerül egy szerencsés horgász szákjába. Ahhoz, hogy a megnövekedett előnevelt, egynyaras harcsa mennyisége növelni tudja a bruttó hazai piaci eredményeket, éveknek kell eltelni úgy, hogy közben az utánpótlás kiszámítható és folyamatos.

Sajnos az ivadékellátás és a nevelés sikeressége még mindig hektikus, nagyban függ az állategészségügyi kockázatoktól és a környezeti feltételektől. Az imént említett gazdaság például 2014-ben 7,5t, 2015-ban 4,7t egynyaras harcsa eredményt produkált, majd ezt követően sikerület a 10 tonnás hektáronkénti „álomhatárt” átlépniük (12,5t/ha) (Demeter, 2016). A 2017-es év viszont a 2014-es eredményeket is alulmúlta (3,5t), holott a gazdaság szakavatott munkatársai nem felejtették el időközben a - gyakorlati tapasztalat során tanult - technológiai ismereteket (sőt!).

Gazdaságilag jelentős halfajunk, mind étkezési, mind pedig sporthorgász szempontból. A harcsa az amur (*Ctenopharyngodon idella* V.) és az afrikai harcsa (*Clarias gariepinus* B.) mellett a jövő sikerfaja lehet az édesvízi akvakultúrában.

Fehér húsú, anatómiailag szálkamentes, jól illeszkedik a jelenlegi gasztronómiai trendekhez, szokásokhoz. A tradicionális magyar konyhában is ismert, a halászlén kívül is (harcsapaprikás, Bakonyi harcsa, káposztás harcsa stb.). Húsának fehérjetartalma magas 18-20%, mint minden hal, könnyen emészthető, magas minőségű tápanyagforrás. Az idősebb példányok nagy mennyiségű zsírt képesek felhalmozni a bőrük alatt és a farok dorzális vonalában, mely kellemetlen ízt eredményezhet. A 3-7 kg-os példányok a legmegfelelőbbek étkezési felhasználásra.

Intenzív rendszerekben is eredményesen, gazdaságosan termelhető, bár a magas telepítési sűrűség - polikultúrával összevetve - kedvezőtlenül hat a növekedés sebességére (Péteri és mtsai., 1983). Hagyományos halastavi telepítésénél fehér busával (*Hypophthalmichthys molitrix* V.) kombinált nevelése hozott legjobb eredményt (Kiss & Horváth, 1978).

Krasznai és mtsai. 1980-ban írtak le egy négyfázisú harcsanevelési technológiát, melyben az intenzíven, medencékben, élő eleségen előállított ivadékok tavi továbbnevelését a planktonhozamra alapozták. Az előnevelés egy bizonyos fázisában már granulált haltápot alkalmaztak, majd polikultúrás utónevelés és táp kiegészítéssel zárta a sort. Ezzel a technológiával 500 g-os átlagsúlyig lehetett nevelni az egyedeket két tenyész-szezon alatt.

Családi gazdaságként működtetett, korai kombinált rendszerben másfél év alatt elérhetővé vált az 1,5 kg-os egyedsúly úgy, hogy átlag feletti jövedelemmel lehetett kalkulálni az aktuális piaci viszonyok között (Müller & Müller, 1993).

Hazánkban, a harcsa polikultúrában betöltött szerepe mindössze néhány százalék, de pl. Romániában akár 5-10% is lehet. Az adott ország étkezési célú hal választékában jelenlévő részesedése nagyban függ, a termelt volumen mellett jelentős arányt képviselő természetesvízi fogásoktól. Az előbbi példánál maradva, így a román étkezési célú harcsafelhasználás már a teljes fogyasztás 15%-a (Talpeş et al., 2009).

A polikultúrás hasznosítása mellett akad bikultúrára alpozott technológia fejlesztés is, melyben lengyelországi tavi precíziós körülmények között tok és harcsa együtt tartása növekedésben előnyösebb megoldásnak bizonyult, szemben a tok monokultúrával. A túlélést egyik faj sem rontotta a másik kárára (Ulikowski et al., 2003).

Csehországban a hazaihoz hasonló, ponty alapú termelési szerkezetbe illeszkedik a harcsa, azonban itt is, mint egyre több helyen Európában, növekszik a zárt, melegvizes intenzív rendszerek jelentősége. Franciaországban több termeléstechnológia is elterjedt. Állami támogatásokkal gazdagon megsegítve,

az eredetileg nem őshonos harcsa termelés az amerikai ipar mintájára olyannyira fellendült, hogy Franciaország manapság az egyik legjelentősebb termelő (Linhart et al., 2002; Havasi, 2014).

A legfrissebb, 2018-as évi magyar kutatási adatok alapján a szarvasi Halászati Kutatóintézetben (Goodfish pályázati projektpartnere a Pannon Egyetemnek) végzett zárt, intenzív (recirkulációs, 3 fazisú) nevelés eredményeként a kísérleti állománnyal sikerült elérni egy minden várakozást felülmúló, 210 kg m^{-3} -es lehalászási végeredményt. A $10m^3$-es nevelő térben több, mint 20 q harcsát sikerült nevelni, 3-7kg-ig terjedő egyedsúlyban. A nevelés mindössze 13 hónapot vett igénybe, 27-28°C-on, magas minőségű tápot használva, állandó cseppfolyós oxigén porlasztás mellett. A kísérlet célja a lehető legmagasabb telepítési sűrűség elérése volt, és nem terjedt ki gazdaságossági mutatók vizsgálatára (Kovács és mtsai, 2018).

7. Anyag és módszer

7.1. Laboratóriumi hal-anyagcsere vizsgálat

A kísérlet célja kontrollált körülmények között tartott, tápon nevelt harcsa (*Silurus glanis* L.) közvetlen környezetet (vízteret) érintő terhelésének megismerése volt. Eltérő fehérje és energia tartalmú haltakarmányok etetése során a vízben feldúsuló és dinamikusan változó szervetlen nitrogénformák mennyiségét vizsgáltam Keszthelyen, a Pannon Egyetem Georgikon Karán működő halkutatási központban.

A vizsgálatot egy négy kezeléses, három ismétléses elrendezésű kísérletben végeztem. Összehasonlítottam három különböző fehérje tartalmú táppal etetett, valamint éheztetett harcsák környezetében megjelenő szervetlen nitrogén formák (NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N) koncentrációit egy 72 órás idősorban. Tizenkét, egyenként 180 liter térfogatú átfolyóvizes medencébe egynyaras harcsákat helyeztem (22. ábra). A helyiségben a faj kísérletes vizsgálataihoz szükséges félhomályt, a teljes vizsgálati idő alatt biztosítottam. A medencék vízcseréje egy recirkulációs nevelő rendszer azonos betápláló vizével történt. A kádakat egyedi levegő porlasztással láttam el. A halakat véletlen kiosztással helyeztem a medencékbe (364,7±97,0g (átlag±SD), 5 egyed/medence). A kísérlet kezdetén egyhetes akklimatizációt végeztem, melynek során a halakat azonos pelletált takarmánnyal etettem. Az akklimatizációt követően a halak három napig nem kaptak takarmányt. A három napos éheztetés után a vízfolyást a kádakban leállítottam, majd ekkor történt az első vízmintavétel (0. pont). Közvetlenül az első mintavétel után a halakat - testtömegük 1%-ának megfelelő - kísérleti takarmányokkal etettem meg, ill három kádban (kontroll) továbbra sem kaptak takarmányt. A vizsgálatban alkalmazott 3 féle táp (4,5mm szemcseátmérő, süllyedő kivitel) a következő volt: Coppens Carpco Standard (33% nyersfehérje), Skretting Classic K2P (40%), Coppens Steco Supreme (49%). A gyártó által deklarált nyersferhérje tartalmat analitikai vizsgálatokkal ellenőriztem. A takarmányanalízis eredményeit a 4. táblázat foglalja össze.

4. táblázat: A vizsgálatban alkalmazott haltápok takarmányanalízise

Deklarált fehérje-tartalom	mért száraza. (%)	mért nyersfehérje (%)	mért nyershamu (%)	mért nyerszsír (%)	mért nyersrost (%)	mért N (%)	mért ME hal (MJ/kg sz.a.)	mért Nmka (%)
1: 33%	95,60	**34,36**	6,41	5,35	3,98	**5,49**	13,27	45,51
2: 40%	89,50	**37,87**	5,80	10,46	3,14	**6,06**	14,56	32,23
3: 49%	91,90	**45,85**	9,50	9,13	0,99	**7,33**	14,21	26,43

Jelmagyarázat: N – nitrogén mennyisége %-ban kifejezve, ME – metabolikus energia [MJ/kg szárazanyag], Nmka – nitrogénmentes kivonható anyag mennyisége %-ban kifejezve

Továbbiakban a kísérleti takarmányok elnevezéséhez, a gyártó által deklarált fehérje tartalmat használtam. A vízmintavételek etetés előtt a 0., majd ezt követően a 6., 12., 24., 36., 48., 60. és 72. órában történtek.

22. ábra: Kísérleti recirkulációs rendszer Keszthelyen, a Georgikon Halkutatási Központban (Részei: 12 haltartó kád, ülepítő és mozgóágyas bioszűrő egység, kavicsszűrő, UV-sterilizátor) (Beliczky)

Az egyes mintavételek alkalmával rögzítettem a vízhőmérsékletet (23,1±0,3^{o}C), oldott oxigén koncentrációt, oxigén telítettséget (OxyGuard Handy Polaris) és pH-t (Lovibond Sensodirect PH110). Vizsgált paraméterenként 50-50 ml vízminta került konzerválásra. A fixálást az időbeli analitikai korlátok, illetve az esetleges bakteriális feltárás kiküszöbölése miatt alkalmaztam (kénsavas: ammónium-nitrogén, illetve hűtés: 1-4°C nitrit / nitrát-nitrogén)

Az előzetes vízanalitikai vizsgálatokhoz Lovibond MultiDirect spektrofotométer készüléket használtam, majd a további mérések akkreditált laboratóriumban történtek (Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ - Öntözési és Vízgazdálkodási Kutatóintézet - Környezetanalitikai Központ Vizsgáló Laboratórium, továbbiakban: NAIK ÖVKI KKVL). Az adatok feldolgozását és az eredmények kiértékelését Microsoft Office Excel 2007, illetve SPSS 9.0 for Windows programcsomagokkal végeztem.

7.2. Laboratóriumi tápanyagdinamika vizsgálat tavi üledék felhasználásával

Az alábbi kísérletem célja az volt, hogy laboratóriumi, kontrollált körülmények között - a tavi intenzív harcsatermelést részben modellezve - vizsgáljam a keletkező szerves, formált terhelő anyagokat, azok bomlási-feltáródási dinamikáját tavi üledék jelenlétében (*microcosm* kísérlet). Ezek, a vízteret kisebb

részben közvetlenül, direkt, illetve időben eltolva, közvetetten terhelik. Az alkalmazott technológia függvénye, milyen sikeresen kerülnek eltávolításra és milyen hatással lesznek a további biológiai (pl. szűrés - nitrifikáció) folyamatokra.

Egy intenzíven takarmányozott halnevelő rendszerben jelentős tétel a halak bélrendszeréből ürülő *faeces*, illetve a technológiai hiányosságokból adódó elhullott, fel nem vett haltáp (túletetés, rossz időpontban etetés stb.). Ezek, ha a rendszerben maradnak, vízminőség-romláshoz vezethetnek (Avnimelech et al., 1994; 1995; Avnimelech, 2006; Gál, 2006).

Kísérletemben vizsgáltam az ürülék ill. a tavi üledék kölcsönhatását a víztérben megjelenő szervetlen nitrogén formák tekintetében. A kísérletet 3 kezelés („Üledék", „Ürülék", ill. „Üledék+Ürülék") alkalmazásával, három ismétlésben végeztem. A vizsgálatra 20 literes modell egységekben (összesen 9 kád) került sor (23. ábra). Az „Üledék" kezeléshez kádanként 300ml nedves, homogén, rostált (főbb növényi maradványoktól mentes) tavi üledéket használtam, melyet előzőleg a Georgikon Kar II-es számú vízitelepén, a Balatonból gyűjtöttem, késő tavaszi időszakban.

Az „Ürülék" kezeléshez 35g nedves tömegű harcsaürüléket helyeztem egy-egy 20 l-es egységbe. Az ürüléket, a kísérleti beállítást megelőzően gyűjtöttem egy recirkulációs rendszerből, melyben tápra szoktatott egyedeket tartottam. Az itt alkalmazott haltáp Coppens SteCo Supreme volt (4,5mm), melynek mért nyersfehérje tartalma 45,85%-nak bizonyult (deklarált: 49%) (4. táblázat).

23. ábra: Random kísérleti elrendezés, egyedi levegő-porlasztással
Jelmagyarázat – 1, 4, 5: ÜRÜLÉK / 3, 7, 9: ÜLEDÉK / 2, 6, 8: ÜLEDÉK+ÜRÜLÉK
(Beliczky)

A kísérleti egységekben hetente kétszer mértem az oldott nitrogénformák (NH_4^+-N, NO_2^--N és NO_3^--N) mennyiségét 8 héten át (Lovibond MultiDirect spektrofotométer). Az egyes mintavételek alkalmával rögzítettem a víztér fontosabb fizikai-kémiai paramétereit úgy, mint hőmérséklet, oldott oxigén, telítettség % (OxyGuard Handy Polaris) és pH (Lovibond Sensodirect PH110). Az esetleges anaerob körülmények kialakulását enyhe levegőztetéssel előztem meg. A porlasztást úgy állítottam be,

hogy az láthatólag nem okozta az üledék, illetve a felszínére helyezett szerves anyag felkeveredését. Egy esetlegesen fellépő keverő hatás már nem a természetes körülmények között lejátszódó folyamatokat tükrözné, így kerülendő. Kísérletes és üzemi tapasztalataim alapján, tavi termelő rendszereknél nem jön létre teljes üledék/nevelőtér érintkezés, keveredés.

Az eredmények kiértékelésénél *repeated measures ANOVA* analízist (rANOVA) használtam, mivel az egymást követő időpontok analitikai eredményei nem képeznek önálló (szakmailag értékelhető) pontokat, azok mindig az előző értékektől függnek. Az egyes mintavételi időpontokban a páronkénti összevetéshez *post hoc* tesztet alkalmaztam (Newman-Keuls), Statistica 10 programcsomag segítségéve.

7.3. *In situ* tápanyagterhelés vizsgálata intenzív tavi technológia alkalmazásakor

Kísérletemben arra kerestem a választ, hogy különféle intenzív harcsanevelő módszerek gyakorlati alkalmazásakor, hogyan változnak a főbb vízminőség-jelző paraméterek és a változás mértéke mennyiben függ a termelési paraméterektől. Az eltérő (termeléstől független) tavi környezeti feltételek befolyásolják-e inkább a termelés sikerességét, vagy az alkalmazott technológia (a környezeti szempontok érvényesülése mellett).

7.3.1. A 2013-as termelési szezonban, tavi ketreces (Aranyponty Zrt., Sáregres-Rétimajor, Függelék, 1. kép), földmedrű kistavi (telelő) (Aranyponty Zrt., Függelék, 2. kép és Öreglaki Halász Kft., Öreglak, Függelék, 4. kép), illetve fólia bélésű kistavi (telelő) (Dalmand Zrt., Dalmand, Függelék, 3. kép) egységekben zajló intenzív egynyaras harcsatermelés (Függelék, 7. táblázat) környezeti terhelését vizsgáltam, az adott vízkémiai paraméterek függvényében: hőmérséklet, oldott oxigén koncentráció, szaturáció (%), pH, NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N koncentráció.

A haltermelési technológia jelentősen eltérő egységekben valósult meg, mivel ketreces nevelésénél nincs közvetlen nevelőtér-üledék kapcsolat, ellenben a földmedrű telelőkben igen. A hazai tógazdasági gyakorlatnak megfelelően, mind a nagy tavaink, mind a telelőink vastag, több éves üledékréteggel rendelkeznek, mivel a kitermelés igen költséges lenne. Átmenetet képeznek a fóliamedrű telelő tavak, mivel ezekben a szezon elején nincs üledék. A betápláló vízzel érkező szerves és szervetlen, kiülepíthető hordalék, illetve a bevitt takarmány elhullása, továbbiakban a halanyagcsere következtében kialakuló üledékréteg csak szezonális mennyiség.

A termelési technológiák paramétereit a Függelékben található 7. táblázat foglalja össze.

A hét hétig tartó kísérlet alatt (augusztus-szeptember), heti két alkalommal vettek a farmok munkatársai mintát az egységekbe beérkező tápcsatornából/hálózatból (*BEFOLYÓ*), magából a

haltermelő egységből (*NEVELŐTÉR*) és a távozó vízből (*KIFOLYÓ*). Ezek, a mintavételt követően azonnal -18°C-os fagyasztószekrénybe kerültek fixálás céljából, majd ezt követően akkreditált laboratóriumba (NAIK ÖVKI KKVL) analízisre.

Sajnos a rétimajori halgazdaság ketreces nevelésének vízminta eredményei nem kerültek kiértékelésre, mivel emberi tényezők miatt a mintavétel félidőben megszakadt. Az alacsony mintaszámok és a többi adattal nem összevethető kapott idősorok miatt nem kerültek be az eredmények közé (Függelék, 11-12. táblázat).

7.3.2. Az eredeti elgondolás mentén megismételt, némileg módosított kísérletemben szintén az volt a fő célom, hogy megismerjem, intenzív tavi termelési körülmények között a főbb vízminőség-jelző paraméterek mennyiben függnek a termelési paraméterektől, illetve az adott tavi környezettől. A 2017-es termelési szezonban egy partner halgazdaság (H & H Carpio Kft., Ócsárd) 6 földmedrű telelő egységeiben (24. ábra, Függelék 5. kép) vizsgáltam a dinamikus vízminőség változást intenzív egynyaras harcsatermelés mellett. A tavak mérete, a vízjogi engedély alapján 343 nm volt (570 m^3), így víz tartózkodási ideje, tavanként 2 napnak bizonyult. A vízmintákat a farm munkatársai 3 naponta vették a tápcsatornából (*BEFOLYÓ*) és a tavak zsiliprendszere mellől (*KIFOLYÓ*) két és fél hónapon keresztül, júliustól szeptember közepéig. A kifolyókon távozó, terhelt technológiai elfolyó víz egy 2 hektáros, majd ezt követően egy 3 hektáros fél-intenzív halastó ökoszisztémájában hasznosult.

Az egységenként 25db, ekvidisztáns (időben egyenlő távolságra lévő) vízminta, fagyasztásos fixálás után akkreditált vízmintaminősítő laboratóriumba került (NAIK ÖVKI KKVL) további vizsgálatokra. A mintavételek alkalmával az alábbi paraméterek lettek feljegyezve: hőmérséklet, oldott oxigént koncentráció, szaturáció (%), pH, EC. A laboratóriumi vizsgálatok az alábbi paraméterekre terjedtek ki: NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N, TN, PO_4^{3-}-P, TP, KOI_k, klorofill, illetve feopigment tartalom.

Az egységekbe előnevelt harcsa került (0,9±0,11g (átlag±szórás)), eltérő mennyiségben (5. táblázat). Az állományt, a kísérletet megelőzően, zárt recirkulációs rendszerben nevelték, majd a tavakba helyezték.

A kihelyezést követően kézzel etettek *ad libitum* mennyiségben, majd automata (befúvásos, Linn Profi) etetőket alkalmaztak az éjszakai (21:00-05:00) takarmányozás során.

Az oxigénhiányos körülmények elkerülésére Linn Turbo Jet injektoros levegőztetőket használtak az éjszakai-hajnali órákra időzítve, a terheléshez igazodva.

A vízminőség monitorozó kísérlet ideje alatt négy időpontban mértem a halak növekedését (minta átlag[g]±szórás), minden egyes kísérleti egységben (Függelék, 6. kép).

24. ábra: Az ócsárdi (Baranya-megye) H&H Carpio Kft. telephelyén elhelyezkedő kísérleti telelő tavak (googlemaps, saját módosításokkal)

5. táblázat: Kihelyezési adatok, telelőnkénti bontásban (H & H Carpio Kft., Ócsárd, 2017)

	1 - telelő	2 - telelő	3 - telelő	4 - telelő	5 - telelő	6 - telelő
átlag (g)	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
szórás (g)	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
rel.szórás	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
kihelyezett (db)	4800	12400	10000	10000	10000	10000

Az eltérő kihelyezési darabszámot a halgazdaság vezetői határozták meg, a telelőrendszer eltérő műszaki állapota alapján (5. táblázat). Nem célszerű az azonos kezdeti halsűrűségre beállított egységeket egy adott kezelés ismétléseként értelmezni, mivel minden egyes tó különálló egység, egyedi sajátságokkal (valós termelési körülmények). Az alkalmazott halnevelési technológiának folyamatosan idomulnia kell az infrastruktúrális különbségekhez, változásokhoz (üledékréteg vastagsága-jellege, időszakos felszíni borítottság stb.) a nevelési periódus alatt.

7.4. A vizsgálatok kiértékelésének statisztikai módszerei

„ Az *autokorreláció* egyazon változó önmagához képest időben eltolt értékei közötti lineáris kapcsolatot vizsgálja. Az (x_{k+1}, x_1); (x_{k+2}, x_2); … ; (x_n, x_{n-k}) párok korrelációját számolva kapjuk a k egységhez tartozó autokorreláció becsült értékét. Ezen eljárás időben már nem változó, stacionárius megfigyelésekre alkalmazható ” (Kovács, 2015).

Keresztkorreláció alkalmazásánál két különböző változó lineáris kapcsolatának időbeli változását vizsgáljuk. Az egyik adatsor értékeit összevetjük a másik adatsor k egységgel eltolt értékeivel, majd ezek korrelációját számoljuk. Azaz a (x_{k+1}, y_1); (x_{k+2}, y_2); … ; (x_n, y_{n-k}) párok lineáris kapcsolatát számolva kapjuk a k egységhez tartozó keresztkorreláció becsült értékét. Hasonlóképpen lehet vizsgálni a keresztkorrelációt akkor, ha az y adatsor van időben előrébb. A keresztkorrelációs értékek

megadásával az adatsor késleltetett hatásait figyelhetjük meg és a változók hierarchia-viszonyaira is következtethetünk (Balogh, 2011; Kovács, 2015).

A *lineáris regresszió* egy olyan paraméteres regressziós modell, mely feltételezi a magyarázó (x-tengely, független) és a magyarázott (y-tengely, függő) változó közti lineáris kapcsolatot. Ez azt jelenti, hogy lineáris regresszió becslése során a mintavételi adatok pontfelhőjére igyekszünk egyenest illeszteni (Reiczigel, 2007).

A box-and-whiskers (ún. Box-plot) ábrák az egyes paraméterekhez számított leíró statisztikák grafikus megjelenítésének hasznos eszközei. Alkalmazásukkal valószínűségi változók több jellemzőjét ábrázolhatjuk egyszerre. A box-ok (dobozok) felső és alsó határa között az interkvartilis (50%) terjedelem található. A doboz felső határa a felső, alsó határa pedig az alsó kvartilist jelöli. A vízszintes vonal a dobozon belül a medián. A doboz felső és alsó oldalaiból kiinduló függőleges vonal végpontjai a 1,5-szeres interkvartilis terjedelmet határolják. Ha a kapott érték a 1,5-3-szoros interkvartilis terjedelmen belül van, akkor kiugró értéknek tekintjük (jele:°), míg, ha a 3-szoros interkvartilis terjedelmen is kívülre esik, akkor extrém kiugró értéknek nevezzük (jele:*) (Tukey, 1977; Norušis, 1993; Vega et al., 1998). Grafikus ábrázoláskor nem maga a kiugró érték, hanem a kiugró értékhez tartozó adatfeldolgozó mintasor száma jelenik meg.

Nagy számú idősor esetében lehetőség van az idősorokban fellelhető közös trendek megkeresésére, melynek egyik eszköze a *dinamikus faktoranalízis (DFA)* (Anderson, 1963; Ziermann & Mihaletzky, 1995; Bánkövi és mtsai., 1992). Amennyiben az idősorok adatai nem függetlenek, akkor az idősor elemeit alakító jelentősebb háttértényezők meghatározására ez a módszer jól alkalmazható (Kovács és mtsai., 2005; Hatvani et al., 2011). „ A dinamikus faktoranalízis n darab megfigyelt idősort próbál m << n darab véletlen (háttérbeli) tényező, független azonos eloszlású valószínűségi változók összegei sorozatának segítségével leírni:

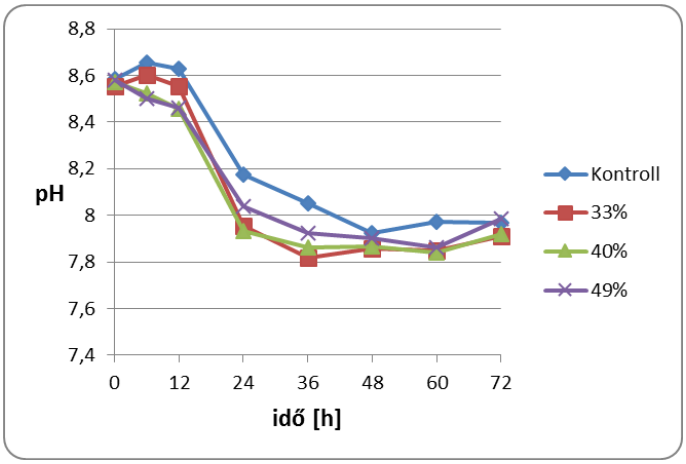
$$xt = xt-1 + wt, ahol\ wt \sim Np\ (0,Q)$$
$$yt = Zxt + a + vt, ahol\ v \sim Np\ (0,R)$$
$$x0 \sim Np(\pi,\Lambda),$$

ahol, xt a véletlen/háttérbeli bolyongás, yt a megfigyelt sorozat, vt a többváltozós normális eloszlású hibatag (Np, ahol p a dimenzió, 0 a várható érték), Q a kovarianciamátrix, Z a loading mátrix, a egy állandó, $x0$ pedig a bolyongás/háttérbeli tényező kezdeti állapota „ (Holmes et al., 2014; Magyar, 2017). A háttértényezők és a rendszer változásait vezérlő hatások becsléséhez, megértéséhez használatos módszer, mely figyelembe veszi a megfigyelések, illetve a faktor idősorok dinamikus jellegét (Márkus et al., 1999; Kovács et al., 2004; Kovács és mtsai., 2005, Kovács et al., 2012; 2015; Hatvani et al., 2015). Az elemzésekhez Microsoft Office Excel 2013, SPSS v17.0 és R 3.4.3 statisztikai programcsomagot használtam.

8. Eredmények

8.1. Laboratóriumi hal-anyagcsere vizsgálat

Az alkalmazott haltápok esetében jelentős eltérések mutatkoztak a gyártók által deklarált beltartalmi értékek és a mért tartalmak között. Az eredmények értékelésekor a laboratóriumi mért nyersfehérje, illetve nitrogén arányokat vettem figyelembe. A könnyebb nyomonkövethetőség érdekében az ábrákon viszont a gyári értékek vannak feltüntetve (4. táblázat).



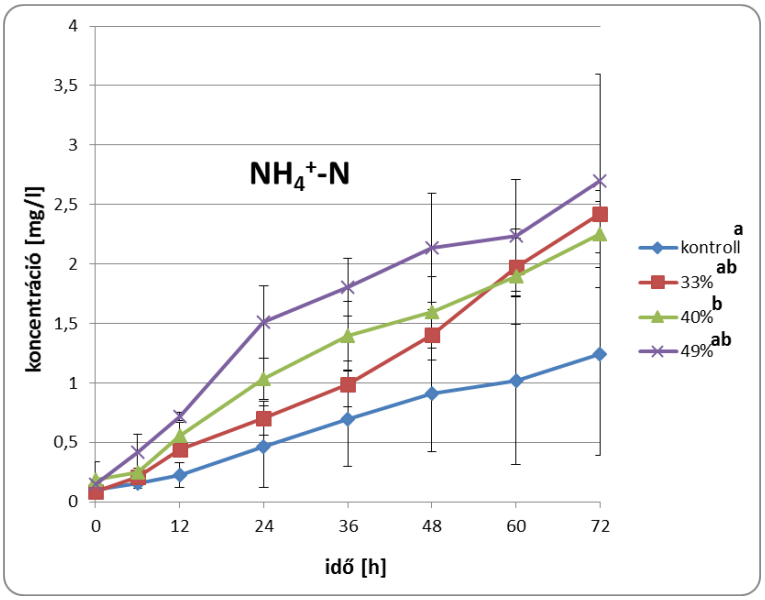
25. ábra: A vizsgálat időtartama alatt mért környezeti víztér pH értékeinek változása, eltérő fehérje tartalmú takarmányok alkalmazása mellett

A kísérlet folyamán mért egyöntetű pH csökkenést valószínűleg a respirációs CO_2 arányának lokális feldúsulása, illetve a nitrifikáció eredményezte (Timmons & Ebeling, 2010). Az adott körülmény, a vízkörforgás leállítása után (0h) hamar jelentkezett, majd másfél nap után beállt egy állandó értékre (25. ábra). A kezdeti időpontban mért látszólag magas értékek helyi hálózati sajátságok, a kísérlet végére nem értek el kritikus szintet (Brune et al. 2003).

A feltüntetett eredmények (NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N) relatív értékek, tehát az adott kezelésben, adott időpontban mért koncentráció átlagértékeknek, az egy kg halra vetített koncentráció értékei (ion koncentráció (kg hal)$^{-1}$).

A kísérleti terekben mért átlag ammónium-N koncentrációkat és szórás értékeket a 26. ábra szemlélteti. Mind a kontroll csoport, mind a három kezelés esetén ammónium-N koncentráció emelkedést mértem a vizsgált három napos intervallumban.

A kontroll csoport esetében tapasztalt értékek azt mutatják, hogy a 3+3 napos éheztetést követően is mérhető mennyiségű ammónia kiválasztás történik a kopoltyún keresztül. A kontroll egyedek már *faecest* nem ürítettek, így kizárólag kopoltyún keresztül a vízteret érintő terhelésről beszélhetünk esetükben. Az oldott ion visszamért mennyiségén alapuló megállapítás szerint, 1,84±0,08kg (éheztetett) harcsa biomassza által összesen 0,41±0,07g NH_4^+-N kiválasztás történik 72h alatt.

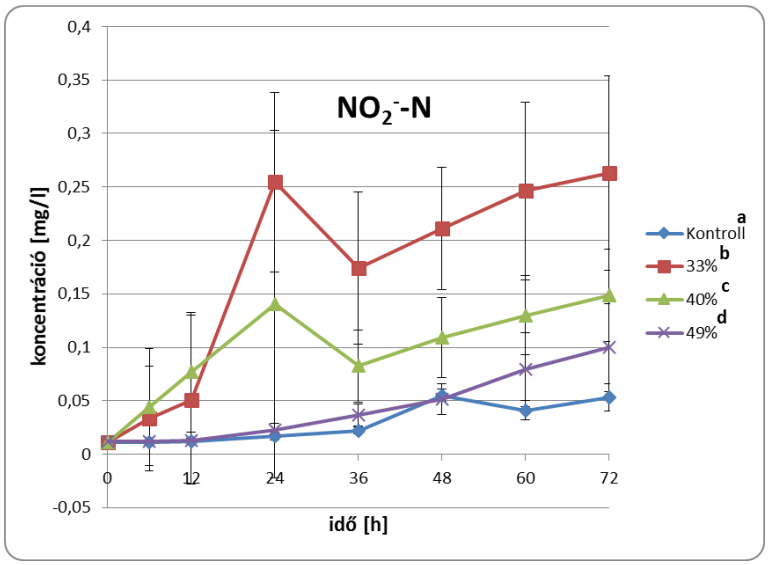


26. ábra: Relatív ammónium-nitrogén koncentráció változások a kísérleti állományt körülvevő víztérben (az eltérő betűk szignifikáns (p<0,05) különbséget jelölnek)

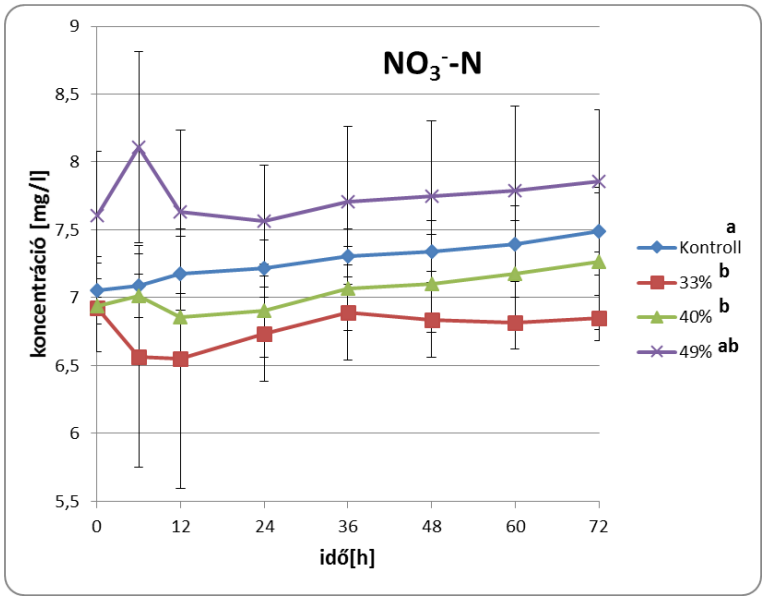
A közepes, 40%-os (37,87% mért) nyersfehérje tartalmú táp közvetlen terhelése jelentősen eltért a kontroll eredményeitől (p<0,05), míg a 33%, és 49%-os tápok fogyasztása következtében kiválasztott anyagcseretermék mennyisége nem mutatott szignifikáns eltérést 72h-nál (26. ábra).

Nitrit-N esetében - melynek koncentrációja a rendszerben lévő baktériumok (*Nitrosomonas* sp.) mennyiségétől, így a nitrifikáció sebességétől is függ (Hagopian & Riley, 1998) - egyértelmű és markáns különbségek jelentkeztek a 3 napos időtartam végére (27. ábra). Egy recirkulációs halnevelő egységben, a biológiai szűrőben biofilmet képző baktériumok a teljes rendszerben is jelen vannak, így a kísérlet idejére leállított vízforgatás ellenére a haltartó kádak felületén lévő kultúra bizonyosan nitrifikált.

Mind a három kezelés nitrit-nitrogén koncentráció értéke statisztikailag igazolható mértékben különbözött a kontroll csoporttól, illetve egymástól (p<0,05), a 72 órás megfigyelési időtartam végén. Nitrát-N esetében (28. ábra) - mely a kemoautotróf bakteriális oxidáció végterméke (Hagopian & Riley, 1998; Márialigeti, 2013) - 72h után a 33%-os és a 40%-os deklarált fehérjetartalmú haltápok mért értékei különböztek jelentősen (p<0,05) a kontroll csoporttól, míg a legmagasabb fehérje tartalom nem eredményezett szignifikáns eltérést.



27. ábra: Relatív nitrit-nitrogén koncentráció változások a kísérleti állományt körülvevő víztérben (az eltérő betűk szignifikáns (p<0,05) különbséget jelölnek)



28. ábra: Relatív nitrát-nitrogén koncentráció változások a kísérleti állományt körülvevő víztérben (az eltérő betűk szignifikáns (p<0,05) különbséget jelölnek)

A harcsa energiaigényét - és ami talán még fontosabb, az igényelt energia/fehérje arányát - még nem határozták meg pontosan. Minden fajban és az alkalmazott korosztályban adódhatnak eltérések az igényekben. A halak (poikiloterm élőlények) általánosságban kevesebb energiát igényelnek egységnyi fehérje felhasználásához, mint más, homeoterm szervezetek. Melegvízi halfajoknál körülbelül 38 kJ/g az arány, mely baromfi és sertés esetében közel kétszeres értéknek adódik. Az optimális energiatartalom azért fontos, mert a haltápot alkotó drága fehérjeforrás csak megfelelő mennyiségű energiatartalom mellett hasznosul kielégítően. Nem célszerű csak a fehérje tartalmat növelni, mert kellő mennyiségű energiahordozó nélkül, az csupán az energiaigény kielégitésére használódik, tehát

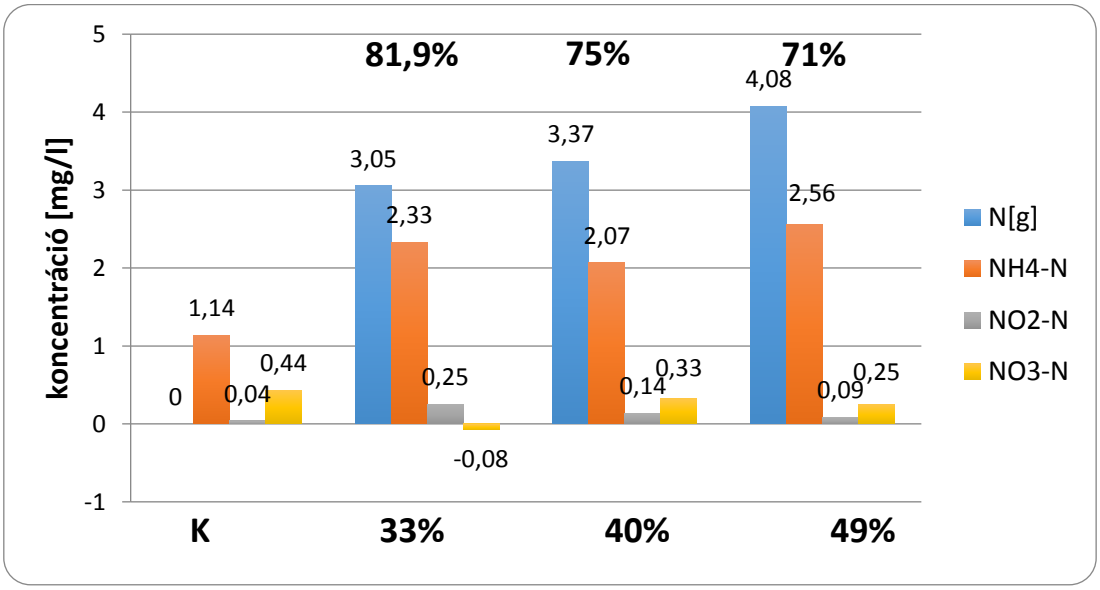
pazarlás. Túlzott energiabevitel zsírdeponálást eredményez, mely a végtermék élvezeti értékét, piaci helyzetét rontja (Hancz, 2007; Hancz, 2011).

A halak kiválasztása során már korábban is említett adottság, mely szerint a fehérje anyagcsere végtermékűket akár 70-80%-ban a kopoltyún keresztül ürítik ammónia formájában, tovább csökkenti az alap anyagcsere hányadukat.

6. táblázat: Az alkalmazott haltápok mért értékeiből számolt energia/fehérje arány (kJ/g nyersfehérje)

Deklarált fehérje-tartalom	mért nyersfehérje (%)	mért ME hal (MJ/kg sz.a.)	energia/fehérje arány (kJ/g nyers feh.)
1: 33%	34,36	13,27	**38,6**
2: 40%	37,87	14,56	**38,4**
3: 49%	45,85	14,21	**31,0**

Az energia/fehérje arányokból látszik, hogy az első két kísérleti takarmány - az előbb vázolt tételek mentén összehasonlítva - nem különbözik, míg a gyár által 49%-osnak deklarált táp igen (6. táblázat). A rendszerbe vitt relatív N mennyiségét (N (kg hal)$^{-1}$) és a kiválasztást követő, víztérben megjelenő oldott relatív szervetlen nitrogénformák (oldott ion (kg hal)$^{-1}$) összesített eredményét a 29. ábra szemlélteti.



29. ábra: DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen) mennyiségi eloszlása 72h után
Jelmagyarázat: 81,9% / 75% / 71% - a takarmányokkal rendszerbe juttatott N [g] mennyiségének a kiválasztás után, víztérben megjelenő DIN százalékos részesedésével (ammónium-N, nitrit-N és nitrát-N együttesen)
(A negatív előjelű érték fogyást jelent, mely valószínűleg az ürülékben kialakuló, anaerob viszonyokból eredő lokális denitrifikáció eredménye)

A kontroll csoport esetén, rendszerbe mesterségesen bejuttatott N nem látható, míg a kezelt csoportoknál, a növekvő fehérjetartalommal, az egységnyi bevitt relatív N tartalom is nő. A 33%-os csoportnál a visszamért szervetlen oldott N formák 81,9%-át tették ki a bevitt nitrogénnek, majd a 40%-os fehérje tartalmú táp N tartalma 75%-ban bizonyult oldott szervetlen formának. Végül a

legmagasabb fehérje és így legmagasabb N tartalmú táp 71%-a jelent csak meg a vízben szervetlen oldott nitrogénként.

Mivel a három napos vizsgálat ideje alatt, a halak ürüléke a kísérleti terekből nem került eltávolításra, így a százalékos eredmények a kopoltyún át távozó szervetlen nitrogént, a nitrifikáció intermedier- és végtermékének nitrogénjét, valamint az ürülékben tárolt, szerves kötésekből feltáródó nitrogént is tartalmazza. Szakirodalmi hivatkozások szerint, a kopoltyún át történő szervetlen exkréció 30%, a vízben oldott szerves N szintén 30%, és a faecesből további 10 % N tárodik fel (Porter et. al., 1987). A 72 órás vizsgálatom alatt, 23°C-on, a szerves nitrogénből is szervetlen lett (ammonifikáció), mely így összeadódott és megközelítőleg 70%-nak bizonyult. A maradék, körülbelül 20-30% fordítódik mindössze növekedésre.

Az adatok értékelésénél mindenképp szem előtt kell tartani, hogy a kontroll csoport egyedei által is mérhető kibocsátás történt, így egy relatív értékek (változás mértéke = visszamért etetett - éheztetett kontroll) közelebb állnak a valós terhelés mértékéhez. A halak egyedi kiválasztási különbségeit nem volt alkalmam vizsgálni, így nem tudni, hogy a kontroll egyedekben milyen kompenzációs anyagcsere-folyamatok indultak be az éhezés következtében, és ezek mennyiben befolyásolhatták következtetéseimet.

A legmagasabb fehérjetartalmú (49%) haltakarmány terhelte legkevésbé közvetlenül a nevelőteret, azaz a modell környezetet. A közepes fehérje tartalmú, 40%-os takarmány mindhárom paraméter esetén szignifikánsan különbözött a kontrolltól. A legalacsonyabb fehérjetartalmú táp fogyasztása következtében szemmel láthatóan nagyobb mennyiségű szerves üledék (ürülék) keletkezett, mint a többi vizsgált táp esetében. A nagyobb mennyiségű ürülék rosszabb hasznosulást feltételez a halban, és a vízteret tovább terheli. Az ürülékben továbbiakban lehetőség nyílik anaerob, lokális denitrifikációra, mely a nitrát-N mennyiségét csökkenti (29. ábra).

Eredményeim értékelésénél fontosnak tartom megjegyezni, hogy a kísérlet alatt nem volt alkalmam vizsgálni a tápok eltérő emészthetőségi értékeit, így azokat nem vettem figyelembe.

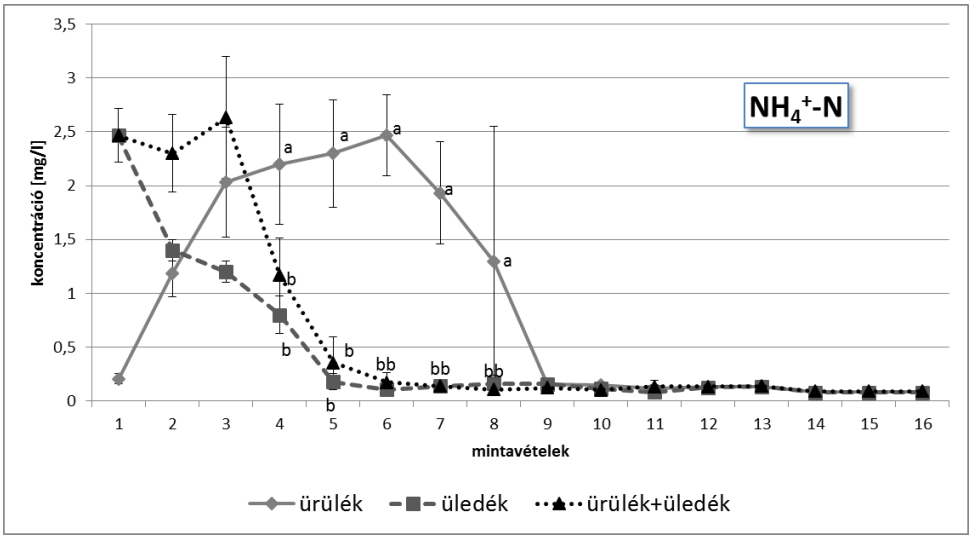
8.2. Laboratóriumi tápanyagdinamika vizsgálat tavi üledék felhasználásával

A vizsgálat ideje alatt a kísérleti rendszer átlag hőmérséklete 19,04±1,2°C; az átlagos pH 7,75±0,13; valamint az oldott oxigén koncentráció 7,44±0,52mg/l (81±10% telítettség) volt. A 8 hetes kezelési időszak alatt anaerob körülmény nem alakult ki. A kísérletben használt pelletált haltáp mért nyersfehérje tartalma eltért a gyártó által deklarált értéktől (4. táblázat).

Az egyes kezelésekben eltérő sebességgel és intenzitással szabadult fel az ammónia a szerves anyagból, mely bakteriális fehérje bontás, azaz aerob ammonifikáció eredménye. Az ezt követő nitrogén transzformációs folyamatok is különböztek a vizsgált csoportokban.

Az „üledék" kezelésben összességében kis volumenű folyamatok zajlottak. A kezdeti időpontban mért ammónium-N jelenlétet valószínűleg a gyűjtés alkalmával történő felkeveredés okozta, majd 2 hét (4 mintavétel) elteltével beállt egy stabil, egyensúlyi állapot. A hozzáadott harcsa ürülék hatására ez az intervallum 2-3 hétre módosult. Önmagában, csak az ürülék jelenlétében 4-5 hét elteltével mutatkozott az ammónia-N feldolgozás, átalakulás teljes mértékben. Az „üledék+ürülék" kezelésben egy hét után már ammónium-nitrogén csúcsot mértem (2,63±0,57[a]mg/l), míg az „ürülék" kezelésben (2,47±0,38[a]mg/l) ez két és fél hét után következett be.

Az üledék rezidens szervesanyag-bontó baktérium közössége, a kísérleti körülmények között gyorsabban szabadította fel az ammóniát a szerves kötésekből (30. ábra).



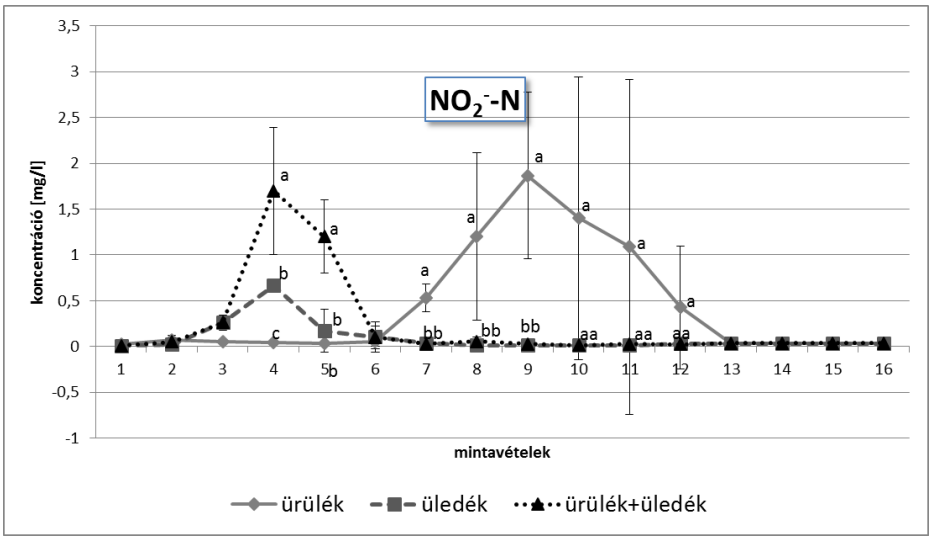
30. ábra: Ammónium-N koncentráció értékek a kezelésekben
(az eltérő betűk szignifikánsan eltérő (p<0,05) értékeket jelölnek az adott mintavételi időpontban)

A kísérletindítást követő második héten (4. mintavétel) szignifikáns különbség (p<0,05) adódott az „ürülék" kezelésben és csak az ötödik hétre csökkent jelentősen az ammónium-nitrogén koncentráció a másik két kezelés szintjére.

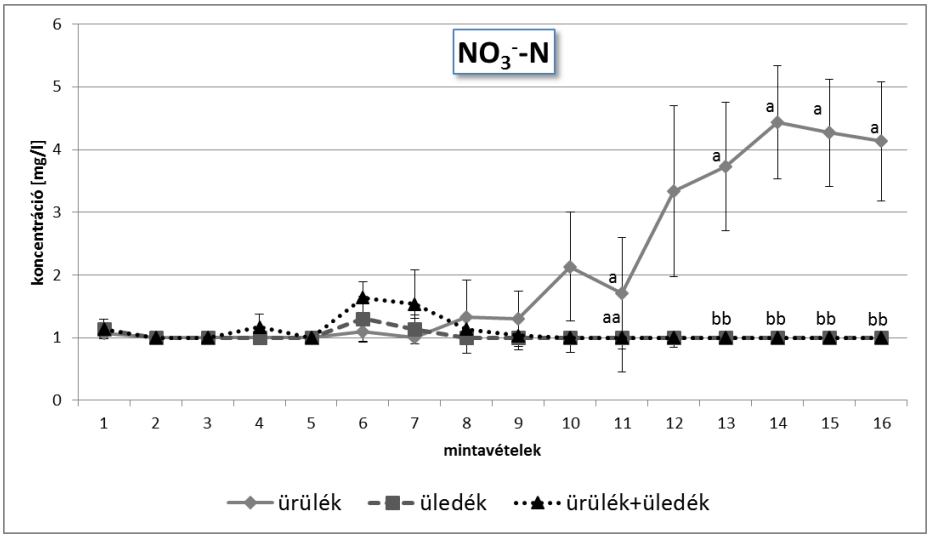
Nitrit-N esetében a második héten, mind az „üledék", mind a kombinált (üledék+ürülék) kezelésben szignifikánsan elkülönülő (p<0,05) csúcs jelentkezett, míg a hal ürülék önmagában a 4. héttől (7.

mintavétel) különbözött jelentősen, majd az 5. héten (9. mintavétel) mutatott legmagasabb nitrit-N értéket (31. ábra).

A nitrát-N változás az általam használt készülékkel és reagenssel éppen, hogy kimutatható volt 3-4 hét elteltével az „üledék”, illetve a kombinált kezelésben (nem szignifikáns mértékben). „Ürülék” kezelés esetén a 5. héttől folyamatos emelkedést mértem és a különbség a 6. héttől lett jelentős ($p<0,05$). Az előzetes elvárásoknak az utóbbi felelt meg, mivel egy mesterséges, zárt rendszerben nitrát feldúsulás várható a fotoszintetizáló (ammónium- és nitrát-iont transzformáló) szervezetek hiánya miatt (32. ábra).



31. ábra: Nitrit-N koncentráció értékek a kezelésekben
(az eltérő betűk szignifikánsan eltérő (p<0,05) értékeket jelölnek az adott mintavételi időpontban)



32. ábra: Nitrát-N koncentráció értékek a kezelésekben
(az eltérő betűk szignifikánsan eltérő (p<0,05) értékeket jelölnek az adott mintavételi időpontban)

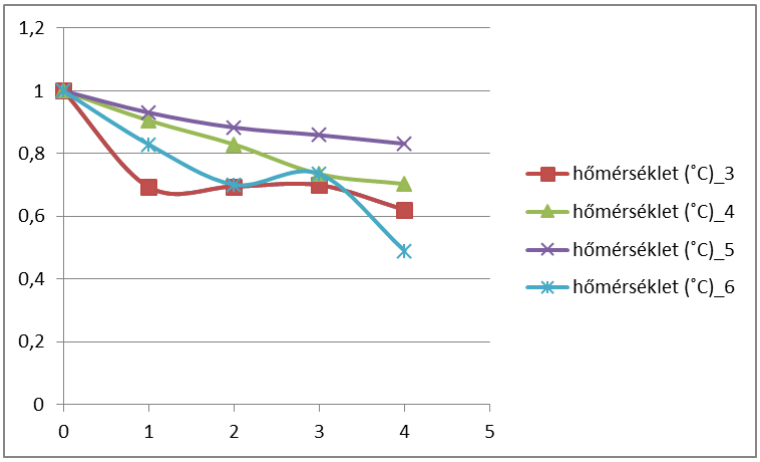
8.3. *In situ* tápanyagterhelés vizsgálata intenzív technológia alkalmazásakor

8.3.1. *In situ* kísérlet (2013)

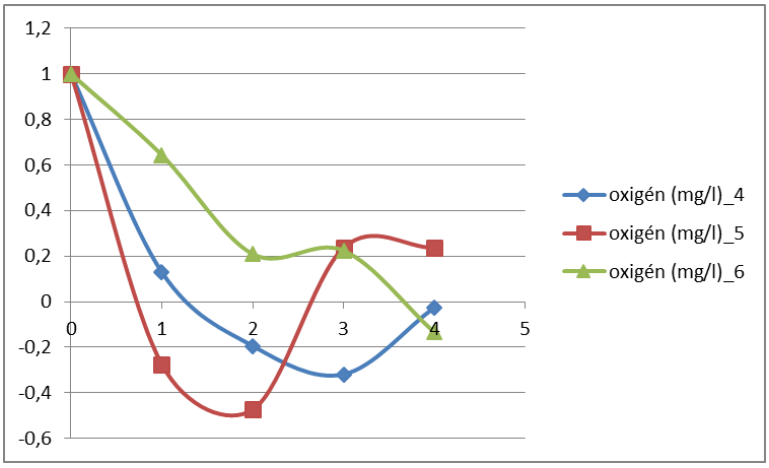
Autokorreláció

Az idősorok (mért vízminőségjelző paraméter koncentrációk) jelenlegi és későbbi értékei közötti kapcsolatot a rendszerek „emlékező képességeinek” tekintjük. Fontos információk szűrhetők ki, úgy mint reziliencia (rendszerszintű rugalmas ellenállási képesség), környezeti (független), vagy technológiai (függő) kitettség a termelési és környezeti paraméterek függvényében.

A független környezeti feltételek közül a vízhőmérséklet bizonyult a legmagasabb „emlékező” képességű vizsgált paraméternek (33. ábra). Ez az előzetes elvárásoknak megfelel, mivel ezt a paramétert tógazdasági körülmények között, ekkora egységekben nem lehet befolyásolni, az időjárásnak kitett körülmény. Tovább erősíti a mintavételek közötti függő hatást (vizsgált egységen belül) a víz hőpuffer-kapacitása. Sajnos, a nevelő tavak közötti autokorrelációs különbségek és az eltérő vízmennyiségek közötti összefüggést nem sikerült ez esetben igazolni. Hőmérséklet tekintetében a legjobb „emlékező képességet” az 5-ös egység (910m^3), míg a legalacsonyabb értékekeket a 3-as (1680m^3) és 6-os (2800m^3) egységek mutatták (33. ábra, Függelék, 7. táblázat).

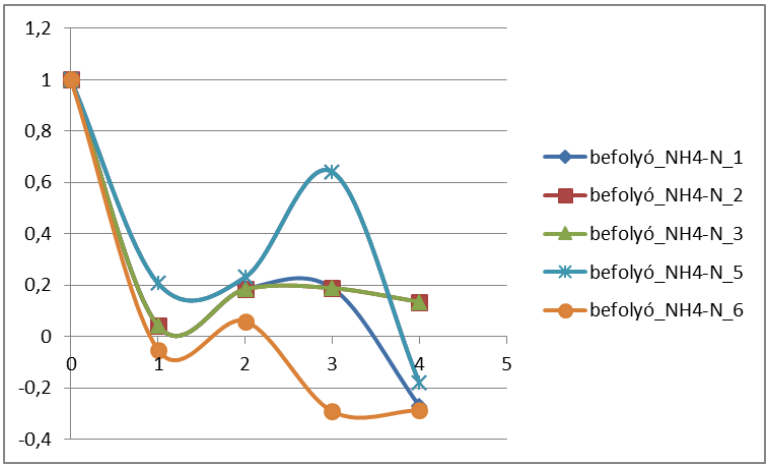


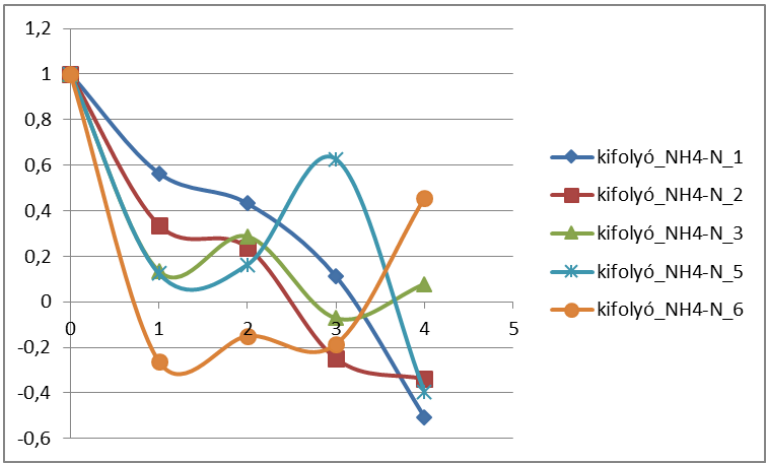
33. ábra: Autokorrelációs vizsgálat a vízhőmérsékleti adatok alapján
X tengely: mintavételi időpontok (idő), Y tengely: függő kapcsolat erőssége (max: 1)
Jelmagyarázat: 3, 4, 5, 6 - a kísérletbe vont tógazdasági egységek sorszáma a Függelék, 7. táblázat alapján



34. ábra: Autokorrelációs vizsgálat az oldott oxigén-koncentrációk alapján
X tengely: mintavételi időpontok (idő), Y tengely: függő kapcsolat erőssége (max: 1)
Jelmagyarázat: 4, 5, 6 - a kísérletbe vont tógazdasági egységek sorszáma a Függelék, 7. táblázat alapján

Az oxigénviszonyokat vizsgálva látszik, hogy ez a paraméter rosszul „emlékezik" önmagára. Ez egybevág a gyakorlat tapasztalataival, miszerint a víztér oldott oxigén kapacitása könnyebben kizökken környezeti és/vagy technológiai hatásokra (34. ábra).





1. ábrasor: Autokorrelációs vizsgálat a halnevelő terekbe **befolyó** / **kifolyó víz** *ammónium-N tartalmát figyelembe véve*
X tengely: mintavételi időpontok (idő), Y tengely: függő kapcsolat erőssége (max: 1)
Jelmagyarázat: 1, 2, 3, 5, 6 - a kísérletbe vont tógazdasági egységek sorszáma a Függelék 7. táblázat alapján

A vizsgált vízminőségjelző paraméterek közül az ammónium-N koncentráció mértéke az egyik legmeghatározóbb. A halak számára a N-formák közül a szabad (kalkulált, disszociálatlan) ammónia (NH_3) és a nitrit (NO_2^-) jelenti a legnagyobb veszélyt. Mindkettő könnyen kötődik a hemoglobinhoz és gátolja az oxigén szállítást, továbbiakban az ammónia idegméreg is (Vámos & Szöllözy, 1974; Timmons & Ebeling, 2010).

A tavakban intenzíven nevelt halmennyiség környezeti terhelése a kiválasztás során vízbe juttatott ammónián keresztül érvényesül elsődlegesen (Colt & Armstrong, 1981; Boyd, 1990; Oláh & Pekár, 1995;). Nem mellékes a víztér, tehát a befolyó vízzel érkező, kezdeti koncentráció értéke.

Hagyományos termelési szerkezetnél, a befolyó vizzel a rendszerbe jutó terhelő ammónium-ion nagy valószínűséggel a tavi ökoszisztéma által átalakul és a plankton/hal/növény biomassza mennyiségét növeli (Kiss és mtsai., 2004; Gál et al., 2009). Precíziós gazdálkodási formánál, a nevelőteret elhagyó víz terheltsége sokkal valószínűbb (Gál, 2006; Gross et al., 2000).

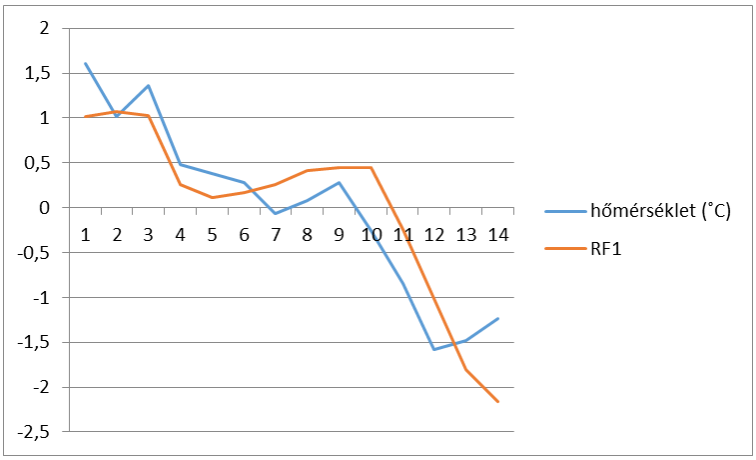
Az 1. ábrasor alapján, az 5-ös, kísérleti egységbe befolyó koncentrációk dinamikus „emlékezete”, stabilitása nagyon hasonlít a kifolyónál mért értékekhez.

Dinamikus faktoranalízis

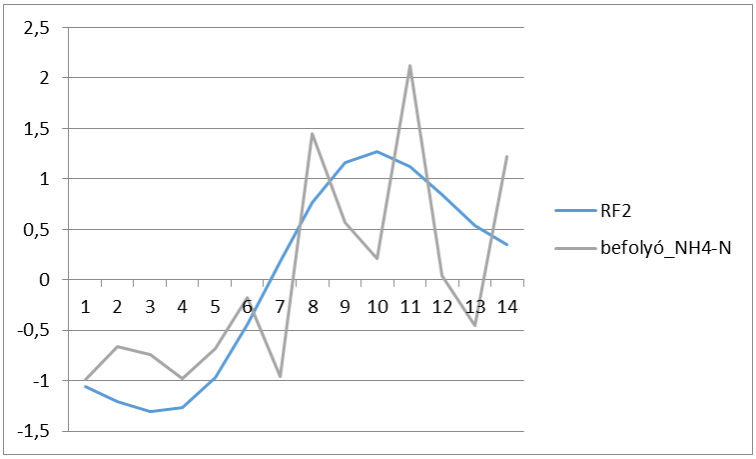
A DFA alkalmazásának eredménye, a 4-es nevelő egység, minden vízminőség-jelző paraméterének (trendszerű, dinamikus) változását figyelembe veszi. Valószínűsíthető, hogy egy, a hőmérséklet változásával erősen kapcsolatban lévő háttértényező befolyásolhatja leginkább a koncentráció változásokat. Mivel halastavi, nyílt rendszereknél nincs lehetőség technológiai eszközökkel érdemben befolyásolni a vízhőmérsékletet, így arra - az eredmény szerint - az időjárás volt jelentős hatással (RF1 - 36. ábra).

A második, a monitorozott paraméterek változását leginkább magyarázó háttértényező, jelentős lineáris kapcsolatot mutat a befolyó víz ammónium-N tartalmával (RF2 - 37. ábra). Ez azt jelenti, hogy ez a paraméter alapvetően megszabja az egyéb mért paraméterek alakulását is, így vízminőség szempontjából releváns tényező.

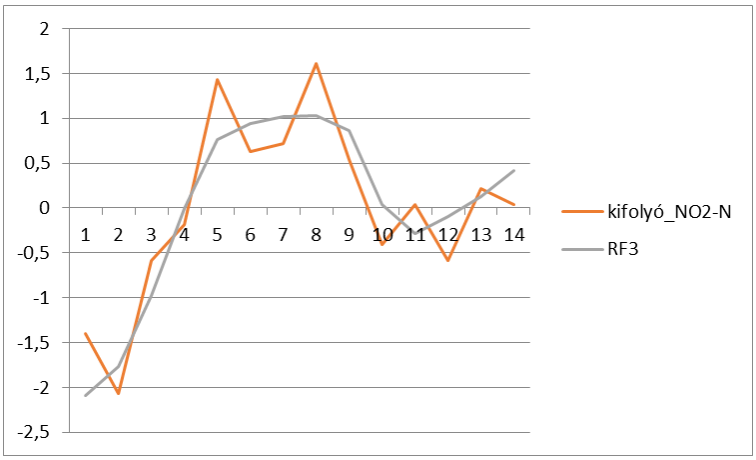
A 3-as faktor legjobban a halnevelő rendszerekben lejátszódó nitrit-N koncentrációkkal fut együtt, így megállapítható ezek jelentős hatása és szerepe (RF3 - 38. ábra).



36. ábra: Dinamikus faktoranalízis, 1-es faktor,
mely a vízhőmérséklet változásával kapcsolt (X: mintavételi időpontok (idő))



37. ábra: Dinamikus faktoranalízis, 2-es faktor,
mely a befolyókon érkező ammónium-N terheléssel kapcsolt (X: mintavételi időpontok (idő))

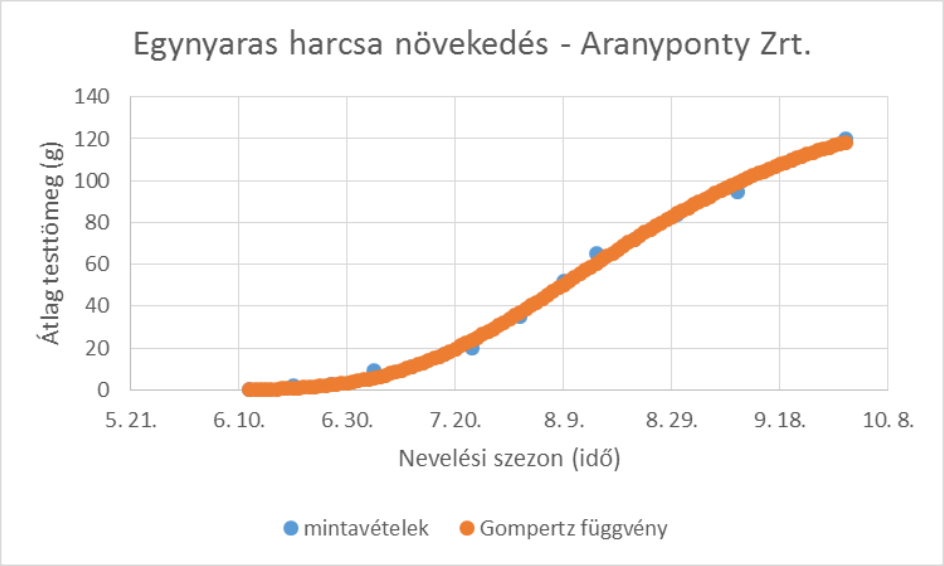


38. ábra: Dinamikus faktoranalízis, 3-as faktor,
mely a halnevelő egységekben kialakuló nitrit-N változásokkal kapcsolt (X: mintavételi időpontok (idő))

Tehát mivel a dinamikus faktor idősorok (RF1 és RF2) időben a hőmérséklettel és a befolyó NH_4^+-N tartalmával változnak együtt, megállapítható, hogy a haltermelési technológiától független tényezőkként hatnak az általam vizsgált vízminőségre.

A harmadik faktor idősor (RF3) esetében, a mért paraméterek és az alkalmazott mintavételi gyakoriság tekintetében nem határozható meg sem függő, sem független viszony. Ebben az esetben a tápetetés környezetterhelési aspektusa, dinamikus faktoranalízissel nem bizonyítható.

Az Aranyponty Zrt. rétimajori telephelyén dokumentált egynyaras harcsa növekedését a 35. ábra szemlélteti. Az utolsó mintavétel szerint, az átlag egyedsúly 120 g-ot ért el. A Kehl és Sipos (2009) által javasolt logisztikus görbe illesztést elvégezve (Gompertz függvény) úgy adódott, hogy a halak maximális várható értéke, jelen feltételek mellett 145g (K=145,22 / r^2=0,99). Gyakorlati tapasztalatok alapján azonban valószínűsíthető, hogy a lehülő vízhőmérséklet miatt, már nem érhette el az állomány a teoretikus maximális átlagértéket.



35. ábra: Az Aranyponty Zrt. rétimajori telephelyén (6-os számú kísérleti egység) nevelt egynyaras harcsaállomány növekedési eredményei (2013)

Az alábbi kísérlet kiértékelése folyamán egyre több kérdés és lehetőség merült fel, így a 2017-es évben módosításokkal megismételtem azt. Kutatócsoportommal arra törekedtünk, hogy a kísérleti beállításnál minél több zavaró tényezőt kizárjunk a rendszerből és még hasznosabb információkat szerezzünk a halnevelési technológia és a vízminőség-változás dinamikus kapcsolatáról. A tapasztalatok azt mutatták, hogy a vizsgált paraméterek és mintavételek számát, így a termelési időszak hosszát növelni szükséges.

8.3.2. *In situ* kísérlet (2017)

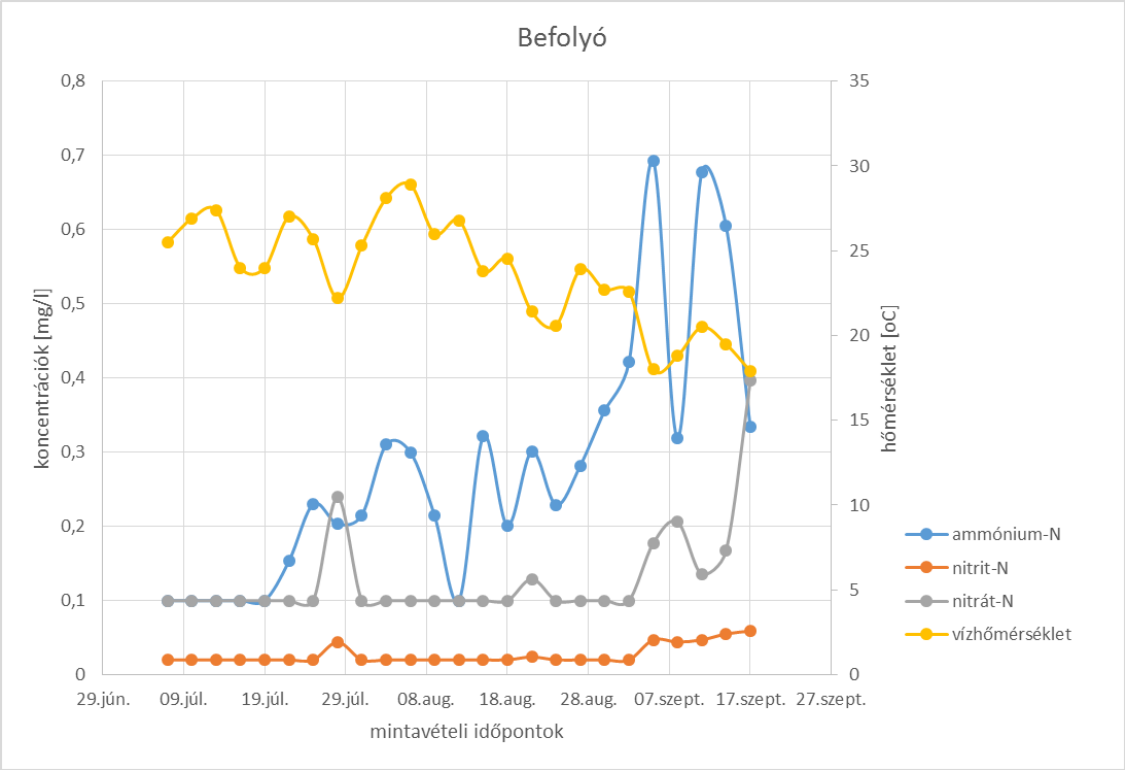
Az adott évben megismételt, módosított és részben kiegészített vízminőség-modellező kísérletet az ócsárdi H & H Carpio Kft. telephelyén, id. Horváth Zoltán és ifj. Horváth Zoltán, PhD közreműködésével állítottam be. A mintavételek alkalmával arra törekedtem, hogy a lehető legtöbb környezeti (technológiától független) és termelési (technológiától függő) paramétert monitorozzam. A paraméterenként 25 db, időben egyenlő távolságra osztott vízminta kiértékelésénél vélhetően nagyon fontosak ezek a tényezők, mivel egy-egy változó eltérő nyomást gyakorolhat a vízminőségre. A tavak egyedi jellegét, valamint a tulajdonosi ajánlásokat figyelembe véve történtek a harcsa kihelyezési darabszámok meghatározásai, melyeket, az egyéb termelési mutatók eredményeivel együtt a 8. táblázat foglalja össze.

8. táblázat: Termelési paraméterek alakulása az ócsárdi H & H Carpio Kft. telephelyén végzett vízminta-monitorozó kísérlet folyamán (2017)

2017.06.23. kihelyezés (kezdő minta)						
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
átlag (g)	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
szórás	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
rel.szórás	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
kihely db kiinduló	4800	12400	10000	10000	10000	10000
2017.07.20. mintavétel						
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
átlag (g)	5,44	7,43	4,83	6,24	7,82	5,89
szórás	2,84	3,27	1,92	1,28	1,68	1,78
rel.szórás	0,52	0,44	0,40	0,20	0,21	0,30
2017.08.17. mintavétel						
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
átlag (g)	19,04	30,49	20,03	12,25	16,52	19,51
szórás	15,97	10,27	6,34	5,39	17,21	12,74
rel.szórás	0,84	0,34	0,32	0,44	1,04	0,65
2017.09.19. lehalászás (záró minta)						
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
átlag (g)	30,43	38,48	46,78	25,20	29,94	25,44
szórás	19,27	15,59	15,46	9,67	11,55	9,34
rel.szórás	0,63	0,41	0,33	0,38	0,39	0,37
össz.ered. (g)	81400	253000	133100	173250	132550	70400
visszafogott db befejező	2675	6576	2845	6876	4427	2767
megmarad %	56%	53%	28%	69%	44%	28%
bevitt takarm. (kg)	328	868	651	587	587	518
FCR	4,0	3,4	4,9	3,4	4,4	7,4

A kísérletben vizsgált környezeti paraméterek közül (hőmérséklet, oldott oxigén, pH, EC, ammónium-N, nitrit-N, nitrát-N, TN, orto-P, TP, KOIk, klorofill, feopigment), a szervetlen nitrogénformák esetében, a minták több alkalommal mutattak analitikai kimutatási határ alatti eredményeket. 25 mérésből gyakran 14-18 mintában (nitrit-N, nitrát-N) nem érte el a standard mérési technológia az analitikai alsó határt. A statisztikai értékelésekben ezek az adatok nem szerepelhetnek (matematikai

megközelítés), mivel nem ismert értékek, ugyanakkor jelentős információtartalmat hordoznak a haltenyésztés sikerességét illetően (biológiai megközelítés) (Függelék, 13. táblázat). Augusztus végén, a csökkenő vízhőmérséklettel jelentősen megnőtt a befolyón a rendszerbe érkező szervetlen nitrogén terhelés, ugyanakkor a haltenyésztési technológiában, a rendszerbe vitt tápanyagok ekkor rendszerint csökkennek. A jelentősen emelkedő ammónium szint nem okozott problémát a halnevelő egységekben, mivel ezek az értékek csak extrém magas pH, illetve kiugróan rövid (víz) tartozkódási idő alatt érhetnek el kritikus szinteket. Az említett paraméterek mért értékeit az 39. ábra szemlélteti, a kimutatási határ alatti értékek elnagyolt ábrázolásával.



39. ábra: A befolyón érkező terhelés mértéke ammónium-, nitrit-, és nitrát-N koncentrációk tekintetében, a hőmérséklet függvényében (Ammónium-N: 0,1 mg/l, nitrit-N: 0,02 mg/l, majd nitrát-N esetében a 0,1 mg/l ábrázolt koncentrációk a kimutatási méréshatár el nem érését hivatottak szemléltetni)

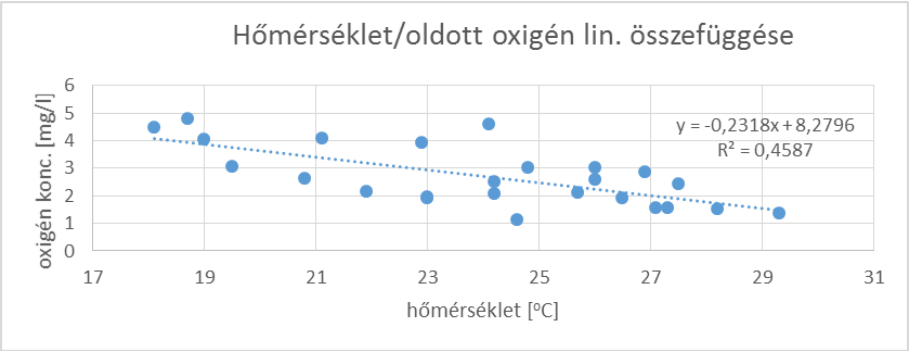
Regressziós (lineáris) vizsgálatok

A kísérlettervezési fázis mindig kompromisszumokkal kísért folyamat. Az anyagi lehetőségek általában végesek, így mindig optimalizálni kell a mintaszámot és a kísérleti időtartamot. A 3 napos mintavételi intervallum lehetővé teszi, hogy paraméterenként 25 mintavétellel számolva, egy termelési szempontból releváns és feltehetően érdekes nevelési szezont monitorozzunk, ugyanakkor korlátos felbontási képességet nyújt 3 napon belüli, „rapid” változások nyomonkövetésére. (Kereszt- és

autokorrelációs vizsgálatokkal (később), az egy mintevételi intervallumon - 3 napon - túli, jelentős kapcsolatok mutathatók ki.)

A lineáris regresszió analízis, jelen esetben a közvetlen (feltételezett) lineáris kapcsolatban lévő paraméterpárok közti, gyors reakciók szemléltetésére alkalmas. Feltételezi a lineáris kapcsolatot és azt vizsgálja, hogy az milyen valószínűséggel valósul(hat) meg. Az egyenes meredeksége hordozza a legfontosabb információt. Egy x-tengellyel („A" magyarázó paraméter) párhuzamos egyenes esetében az y-tengely („B" magyarázott paraméter) értéke állandó, míg az x bármit felvehet. Ez értelmezhetetlen kapcsolatot eredményez, míg egy pozitív, vagy negatív irányba tartó egyenes releváns, lineáris kapcsolatot tükröz. A korrelációs együttható (r), illetve annak négyzetre emelt értéke (r^2) szerepeltethető az egyenest leíró egyenlet mellett, de kellő óvatossággal kezelendő. Magas korrelációs érték nagy valószínűséggel szignifikánsan az egyenesre illeszthető regressziós adatsort jelent, viszont látszólag alacson r-érték (pl. r=0,3) esetén is találkozhatunk erősen szignifikáns (p<0,01) lineáris kapcsolattal.

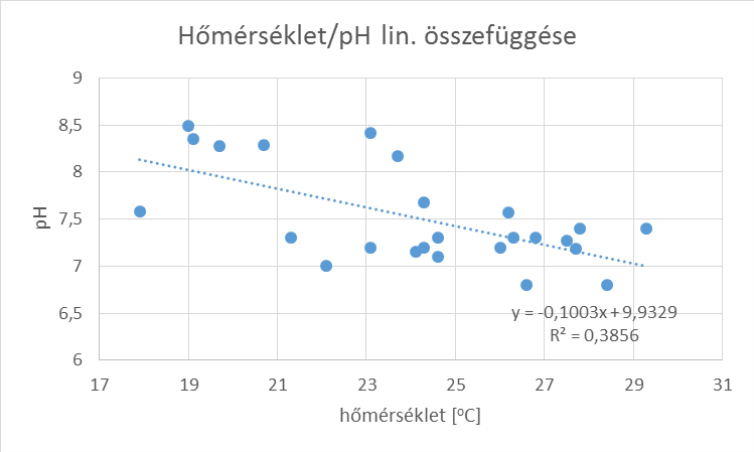
A hőmérséklet és az oldott oxigén koncentráció közötti negatív összefüggés köztudott, ennek a kapcsolatnak a lineáris fenállása szignifikáns (p<0,05) mértékűnek mutatkozott az összes kísérleti tó, illetve a befolyó mért értékeiben is (40. ábra). A korrelációs együtthatók (r) (-0,5)-(-0,77)-ig terjedő értékek voltak.



40. ábra: A 3-as kísérleti egységben mért paraméterpár lineáris (p<0,05) kapcsolata (hőmérséklet/oldott oxigén konc., r=0,68)

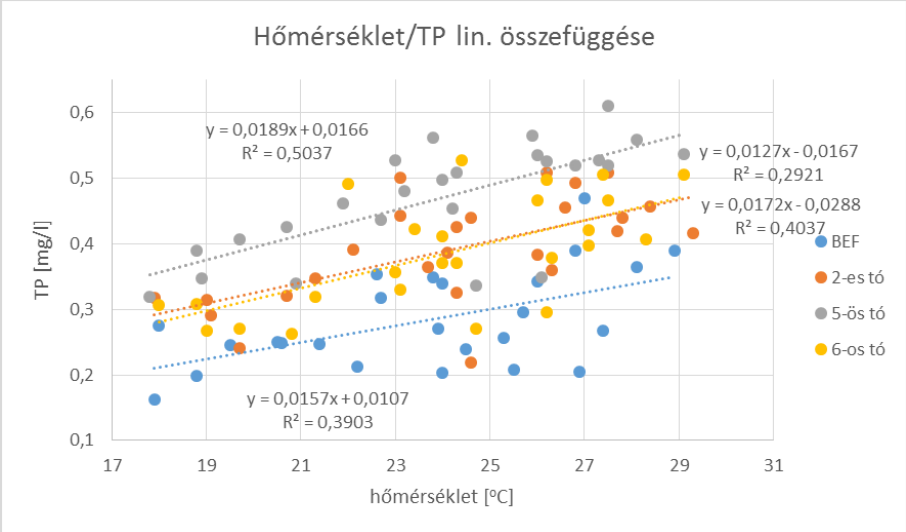
Adatsoraimban egyöntetű, szignifikánsan (p<0,05) negatív, lineáris kapcsolat figyelhető meg a hőmérséklet és a pH értékei között is (41. ábra). A korrelációs együtthatók nagysága, a hat kísérleti egység és a befolyó esetében szűk intervallumba esett: (-0,59)-(-0,71).

A triviális, rendkívül erős (p<0,01) összefüggéseket (1-6 tavak, illetve befolyó), például az orto-P és teljes-foszforkészlet (TP) (+) kapcsolatát (r=0,63-0,95), illetve a klorofill-tartalom és bomlástermékének (+) változásait a 42. és 43. ábra (Függelék) szemlélteti. A 3-as nevelő tó esetében adódott 0,53-as korrelációs érték ellenére is jelentős (p=0,0058) a lineáris kapcsolat a fotoszintetikus pigment és a bomlástermékeként képződő feopigment között.



41. ábra: A 2-es kísérleti egységben mért paraméterpár lineáris (p<0,05) kapcsolata (hőmérséklet/pH, r=0,62)

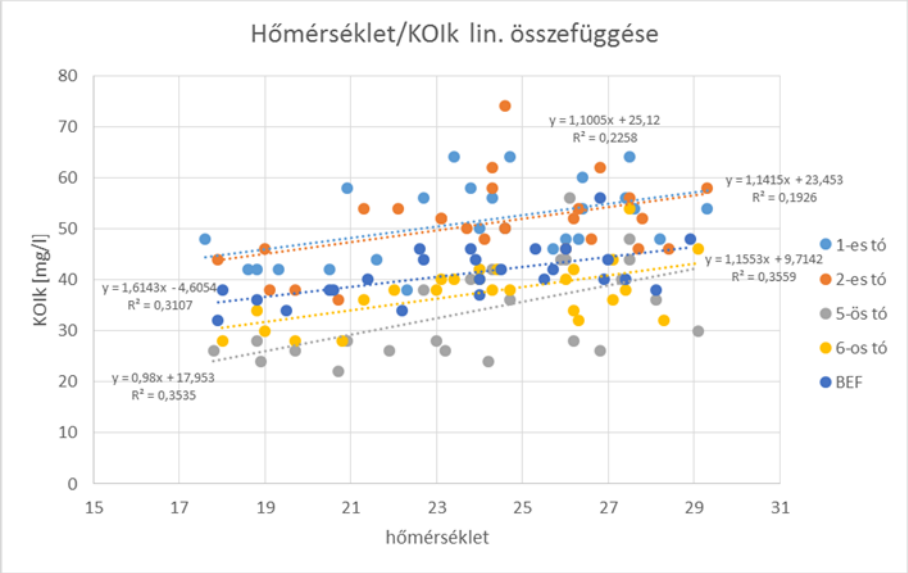
Kísérletem során korábban, már dinamikus faktor analízissel is bebizonyosodott, hogy a hőmérséklet változása komoly hatással van az egyéb paraméterekre, így alapvetően meghatározza a vizsgált technológia környezeti-termelési aspektusait. A hőmérséklet és a teljes nitrogénkészlet (TN) változásai között időben nincs szignifikánsan (p>0,05) lineáris kapcsolat (r=(-0,28)-(+0,22)), ugyanakkor a teljes foszforkészlet (TP) koncentráció értékeire (44. ábra) jelentősen hat, annak ellenére, hogy rendkívül tág határok közötti korreláció figyelhető meg (r=0,2-0,71).



44. ábra: Kísérleti egységekben mért paraméterpár lineáris (p<0,05) kapcsolatai (hőmérséklet/TP, r=0,62; 0,63; 0,71; 0,54)

A szerves anyagok kémiai úton történő lebontásához szükséges oxigénmennyiség jellemzésére a kémiai-oxigénigény érték használatos (KOI_k). Ez, a haltenyésztés sikerességét döntően meghatározó folyamatok között, igen nagy jelentőségű. Hasznosabb és bővebb információt nyújt, mint a biológiai-oxigénigyény (BOI_5). A KOI_k mért értékek a lineáris regressziós vizsgálatokban jelentős (p<0,05), szoros kapcsolatban álltak a hőmérséklettel (45. ábra). A 3-as (r=0,27) és 4-es (r=-0,22) nevelő

egységekben alacsony korrelációs értékek adódtak, így ezekben az esetekben a lineáris regresszió statisztikailag nem igazolható (p>0,05).



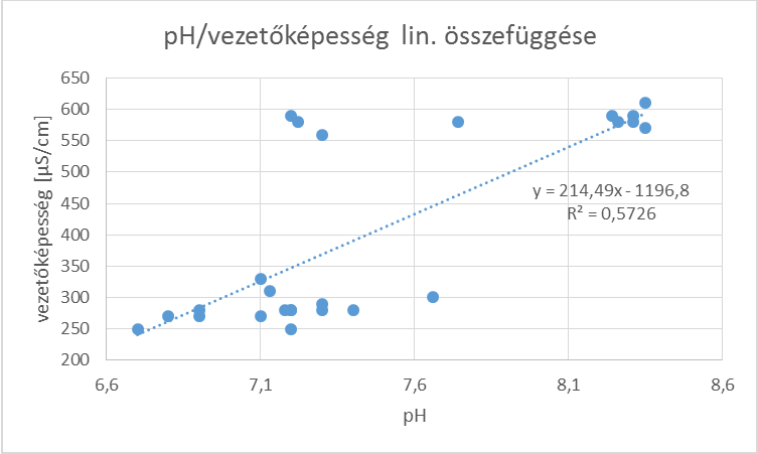
45. ábra: Kísérleti egységekben mért paraméterpár lineáris (p<0,05) kapcsolatai (hőmérséklet/KOIk, r=0,43-0,60)

Összegezve, a hőmérséklet, mint független változó, lineárisan befolyásolja az oxigén-koncentrációt, a pH-t, hat a teljes foszforkészletre (TP) és a kémiai-oxigénigényre. Nem hat a teljes nitrogénkészlet (TN) és a vezetőképesség lineáris alakulására.

A pH és a vezetőképesség értékek között jelentős (p<0,05), pozitív lineáris összefüggés figyelhető meg minden vizsgált víztér esetében (46. ábra). A korrelációs együttható értéke 0,65 és 0,76 között változott. Szakirodalom alapján az összefüggés kérdéses, de egyes vélekedések szerint a nitrogén és foszfor transzformációs folyamatok hatnak a konduktivitásra, így indirekt módon a pH értékek alakulására is (Maurer & Gujer, 1995; Aguado et al., 2006).

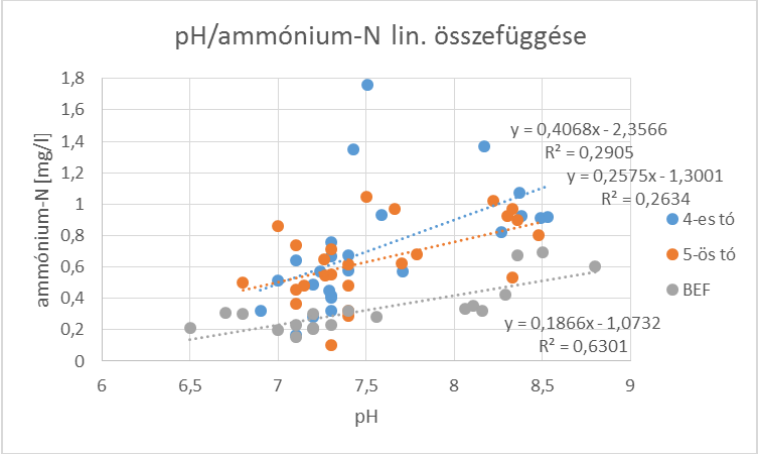
Az ammónium-N mennyisége is pozítív, szignifikáns összefüggésben áll a pH értékekkel. A befolyó, a 4-es, valamint az 5-ös tó esetében adódott a kapcsolat jelentősnek (p<0,05) (47. ábra). Érdekes módon a pH nem befolyásolta a TN mennyiségét, a lineáris modell mentén, csak a részét képező ammónium-iont. Valószínűsíthető, hogy a pH csak az ammónia (szabad és ionos) formák arányaira hatott, mintsem a teljes nitrogénkészletre.

Az oldott oxigéntartalom és a TP közötti lineáris, negatív kapcsolat csak az 5-ös (p<0,001) és 6-os (p<0,01) egység esetében szignifikáns mértékű (48. ábra).

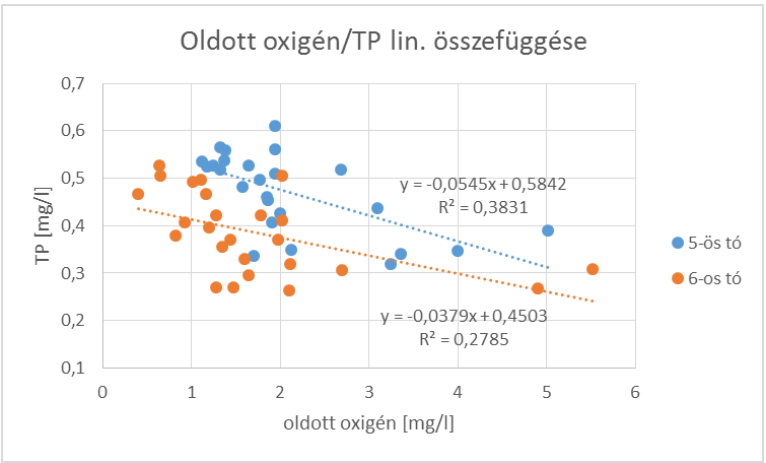


46. ábra: A 1-es kísérleti egységben mért paraméterpár lineáris (p<0,05) kapcsolata (pH/vezetőképesség, r=0,76)

A magas oxigéntartalom nagy valószínűséggel magas algabiomasszára utal intenzív tavi rendszerben (nappali mintavétel), mely a TP jelentős részét képző orto-P azonnali felvételére képes és rapid, akár napon belüli változásokat generálhat. A jelenlegi vizsgálat nem rendelkezik napi, illetve napon belüli vizsgálati gyakorisággal.



47. ábra: Kísérleti egységekben mért paraméterpár lineáris (p<0,01) kapcsolatai (pH/ammónium-N, r=0,54; 0,51; 0,79)



48. ábra: Kísérleti egységekben mért paraméterpár lineáris (p<0,001 és p<0,01) kapcsolatai (oldott oxigén/TP, r=0,63; 0,53)

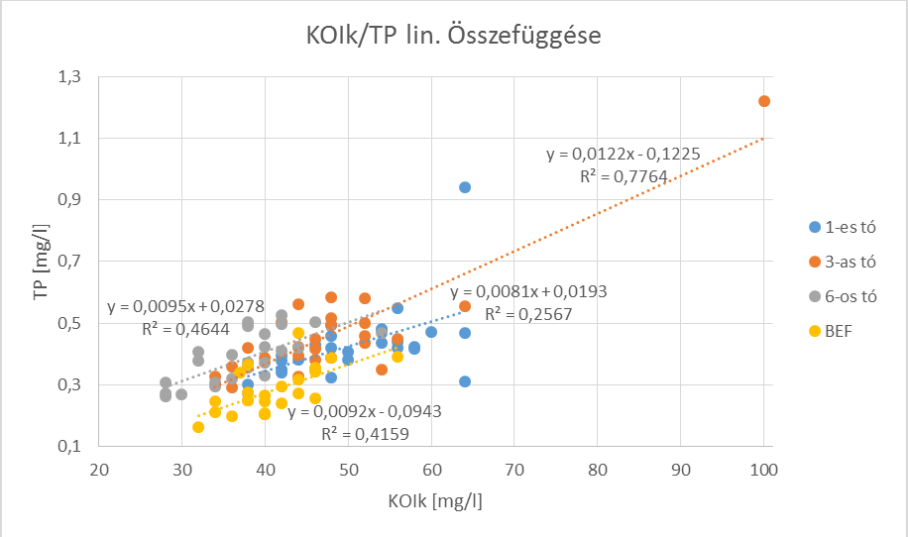
Korábban említésre került a hőmérséklet (független paraméter) kapcsolata a kémiai oxigénigyénnyel (KOI_k) és a teljes foszforkészlettel (TP). A két, valószínűleg technológiától is függő érték pozitív kapcsolata jól illeszkedik a regressziós modellbe ($p<0,05$) (49. ábra). TN/KOI_k esetében nincs lineáris összefüggés, így a szakirodalmi adatoknak megfelelve a P-tartalom az, ami a trofitásért és ez által az oxigén-fogyasztásért leginkább felel (Carlson, 1977). A haltermelés melléktermékeként jelentkező szerves anyag oxigén igénye, így a lebontás sebessége függ a víztér TP mennyiségétől.

Szignifikáns a kapcsolat ($p<0,001$) a TN és a TP ($r=0,47$-$0,80$) lineáris regressziós modelljében (50. ábra) az összes vizsgált nevelőtó esetében, ugyanakkor a befolyón érkező, a tavakat tápláló vízben nincs lineáris összefüggés a két mért paraméter között ($r=0,005$).

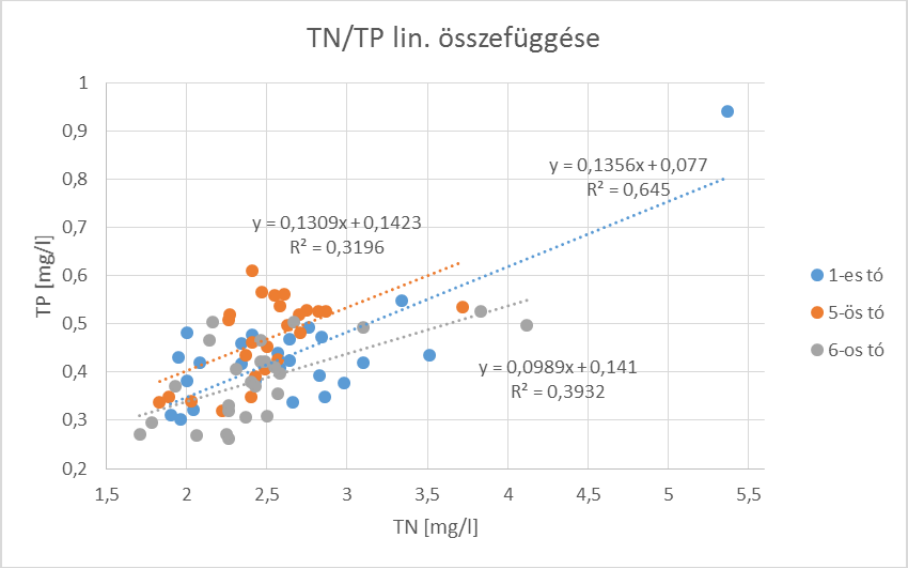
9. táblázat: In situ vizsgálat (2017) TN és TP értékei (mg/l)
a tápcsatornán érkező vízben (BEF) és a nevelő terekben (1-6, Tavak)

BEF	**TN**	**TP**		Tavak	**TN**	**TP**
min.	1,41	0,16		min.	1,71	0,22
max.	2,97	0,47	»«	max.	5,37	1,22
átlag	1,95	0,28		átlag	2,57	0,44
szórás	0,37	0,07		szórás	0,55	0,11

Várakozásaimnak megfelelően, a tápetetés arányosan növeli az összes nitrogén és összes foszfor mennyiségét mindegyik tóban (9. táblázat). Mindazonáltal a két mért paraméter szoros kapcsolata a befolyó vízben nem jelentkezik (TN: 1,41-2,97 mg/l, TP: 0,16-0,47 mg/l), de a halnevelés, azaz tápetetés hatására igen (TN: 1,71-5,37 mg/l, TP: 0,22-1,22 mg/l). A paraméterek, lineáris együttmozgását is figyelembe véve, a technológiai hatás megkérdőjelezhetetlen.



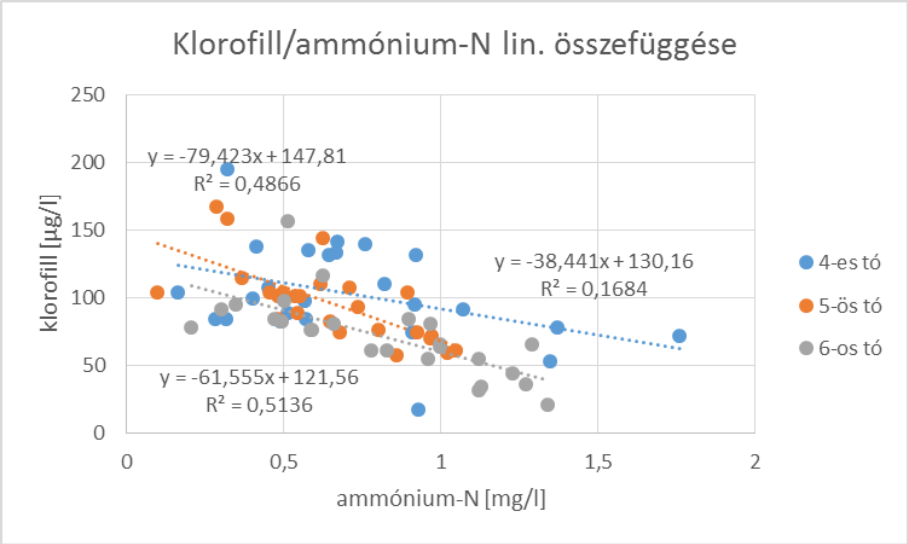
49. ábra: Kísérleti egységben mért paraméterpár lineáris ($p<0,0001$-$0,01$) kapcsolatai (KOIk/TP, $r=0,50$; $0,88$; $0,68$; $0,64$)



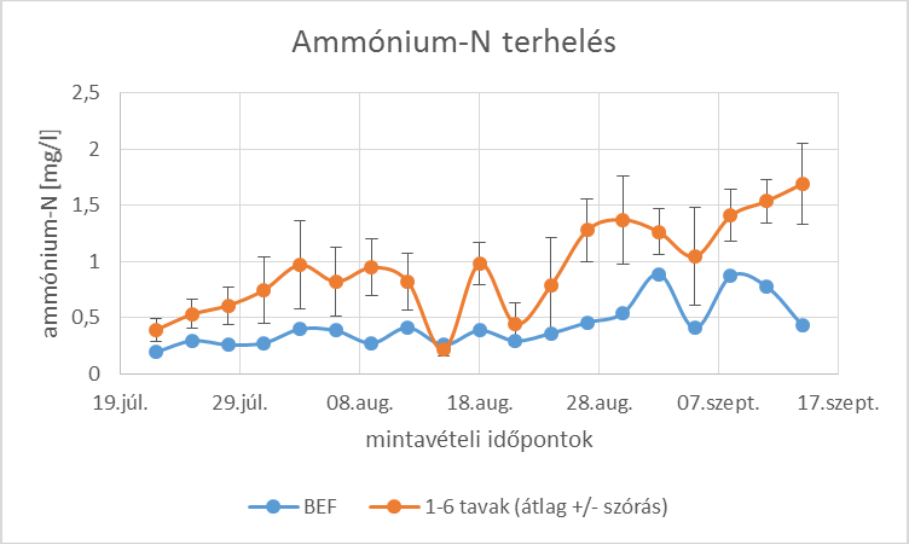
50. ábra: Kísérleti egységekben mért paraméterpár lineáris (p<0,001) kapcsolatai (TN/TP, r=0,80; 0,57; 0,63)

A klorofill és az ammónium-N koncentráció egyenesre illeszthető, negatív összefüggése a 4-es, 5-ös és 6-os tó esetében bizonyult szignifikánsnak (51. ábra). A 6-os tó volt a leginkább terhelt, a 7,4-es takarmány-értékesítési (FCR) érték rendkívül kedvezőtlennek bizonyult. Több, mint 500 kg magas fehérje tartalmú takarmány felhasználása, mindössze 70,4 kg egynyaras harcsahozamot eredményezett. A megmaradás és az átlagsúly is ebben a tóban bizonyult a legalacsonyabbnak (8. táblázat, 53. ábra).

A nem megfelelő napszakban és nem megfelelő mennyiségben kijutatott takarmány terhelő hatása egyértelmű. Kritikus tartományba kerülhetnek egyes paraméterek, így közvetlenül a halak életét veszélyeztethetik. Továbbiakban a feleslegesen felhasznált takarmány gazdasági hátrányokat is hordoz, így mindenképp kerülendő.



51. ábra: Kísérleti egységben mért paraméterpár lineáris (p<0,05) kapcsolatai (klorofill/ammónium-N, r=0,72; 0,70; 0,41)



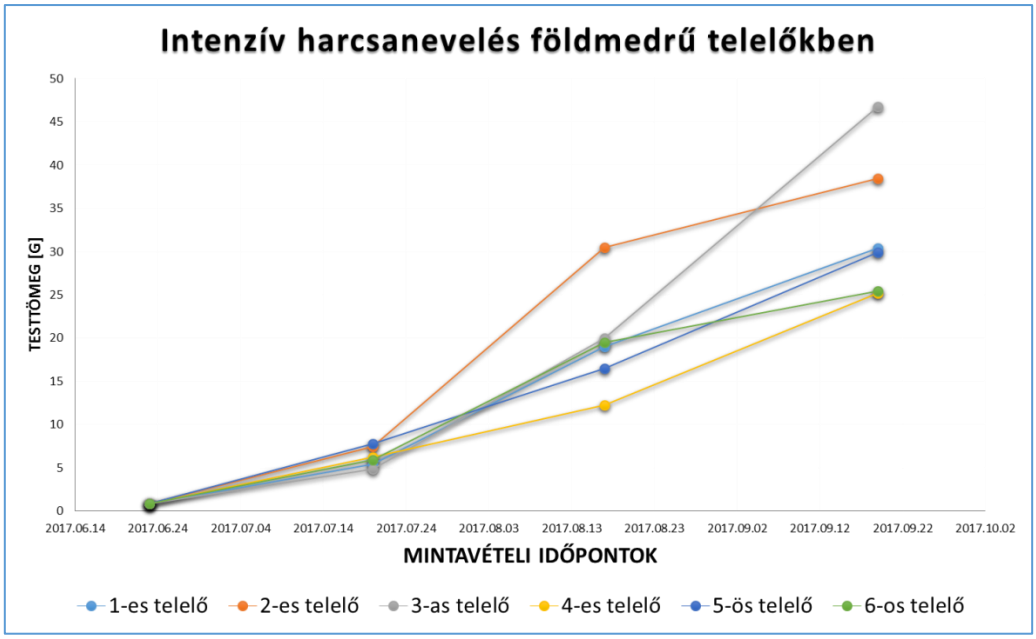
52. ábra: A befolyón érkező, illetve a nevelőterek átlagolt ammónium-N terhelésének összehasonlítása a teljes vizsgálati időszakban (2017, Ócsárd)

A nevelt halak által kiválasztott, továbbiakban a bomló szerves anyagokból feltáródó ammónium-iont az algák közvetlenül fel tudják venni, így véleményem szerint ezért alakulhatott ki magas klorofill tartalom (magas alga biomassza) mellett szignifikánsan alacsony nitrogén forrás. A nevelőterek átlagolt ammónium-N terhelését az 52. ábra szemlélteti. A befolyón érkező, az algák által azonnal felvehető nitrogén mennyisége jelentősen elmaradt a tavakban mért értékektől. Ammónium-N esetében egyértelmű a rendszer- és technológia hatás.

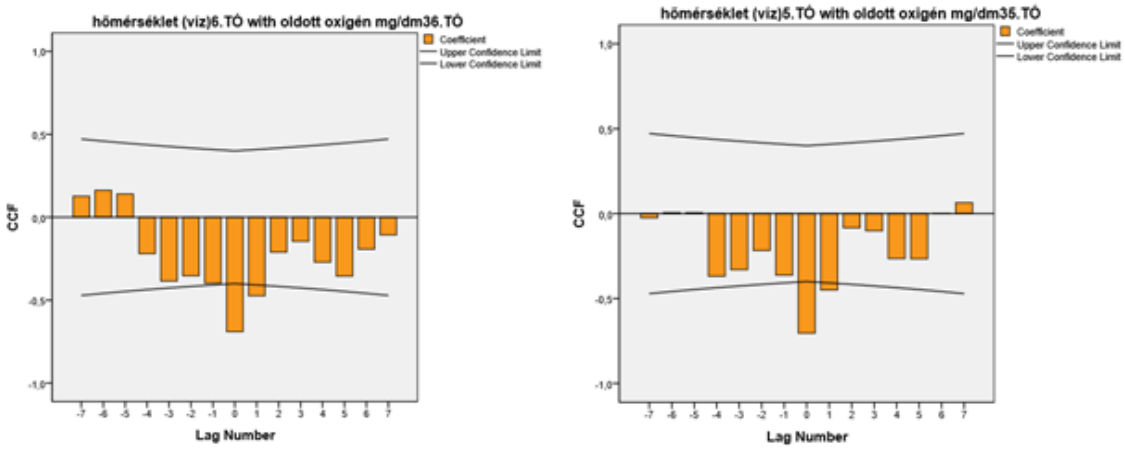
Keresztkorrelációs vizsgálatok

Az ilyen típusú vizsgálatokat is megelőzi egy szakmai alapokon nyugvó, paraméter párokat kialakító, minősítő elővizsgálat. Fontos meghatározni, hogy mely paramétertől függ a másik, és esetenként kizárni a reverz variációkat (pl. hőmérséklettől függ az oldott oxigén mennyisége, viszont fordítva nem jöhet létre függő viszony).

Az elvárásoknak megfelelően a hőmérséklet és a mintavétel időpontjában (7:00) mért oldott oxigén koncentráció szignifikánsan ($p<0,05$), negatívan korrelál, mind a befolyó, mind a 6 kísérleti egység esetében. Továbbiakban a befolyó/5/6 tekintetében megfigyelhető egy 1 mintavételnyi „csúszás” a rendszerben. Ez gyakorlatban azt jelenti, hogy olyan erős a negatív kapcsolat a két paraméter között, hogy a következő mintavétel oxigén koncentráció értékére is jelentősen hat a korábbi hőmérséklet adat (2. ábrasor).



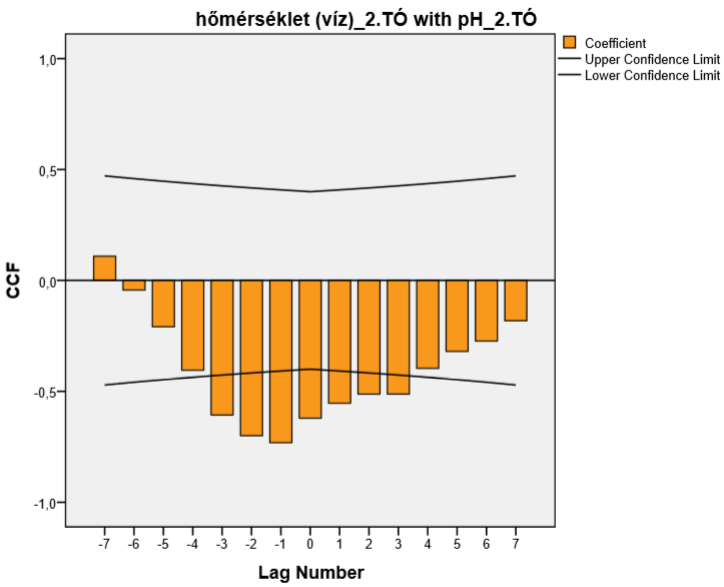
53. ábra: 2017-es harcsa növekedési (átlagtömeg) eredmények az ócsárdi H & H Carpio Kft. partnergazdaság telelőiben (2017)



2. ábrasor: A 6-os és az 5-ös kísérleti egységben, hőmérséklet és oldott oxigén koncentráció esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) negatív korreláció.
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

A hőmérséklet-pH, valamint hőmérséklet-vezetőképesség értékek esetében szintén nagyon erős negatív korreláció figyelhető meg minden mintavételi egység esetén. 3 mintavétel eltolása negatív és pozítív irányba a gyakorlat számára annyit jelent, hogy egy 18 napos intervallumban (3 napos mintavételi felbontás mellett), az adott paraméterek szorosan, negatívan kapcsoltak.

A hőmérséklet emelkedésére, pH és vezetőképesség csökkenéssel válaszol a vizsgált haltermelő rendszer (54. ábra és Függelék, 3. ábrasor). Ez a kapcsolat bizonyosan nem közvetlen összefüggés, hanem közvetett, intermedier hidrobiológiai tényezők eredménye. Terhelt vizek alga biomasszája, mely napközben pH-t növel (CO_2 fogyasztó), reggelre, a mintavétel időpontjára a napi minimumra csökkenti a pH-t (CO_2 termelő).

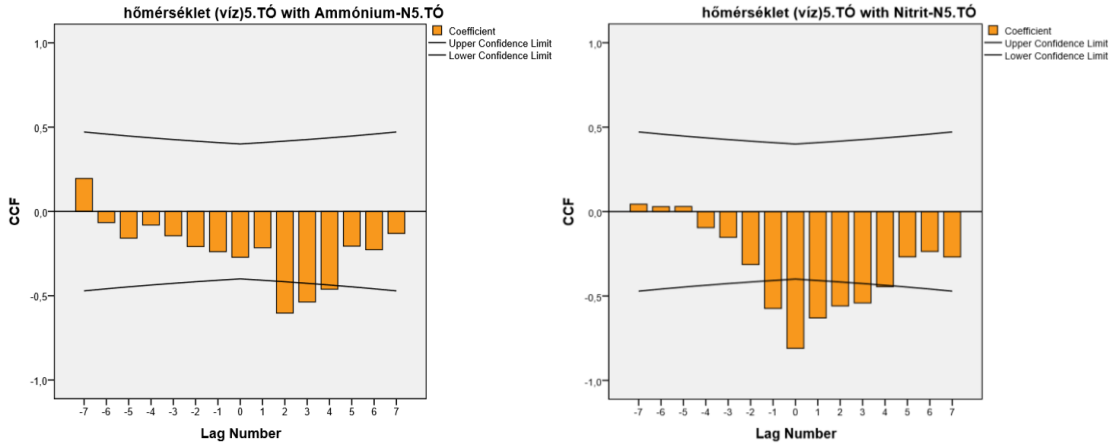


54. ábra: A 2-es kísérleti egységben, hőmérséklet és pH esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) negatív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke,
a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

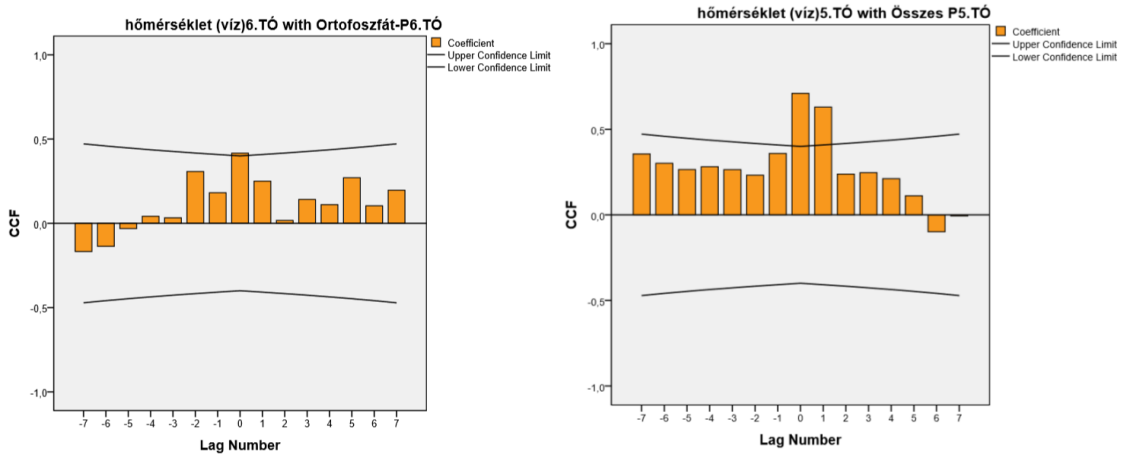
Vezetőképesség tekintetében a befolyó (tápcsatorna) vízgyűjtőjének aktuális csapadékviszonyai, illetve a víz-kőzet kölcsönhatások - valószínűleg - inkább befolyásolják az értékeket, mintsem az alkalmazott technológia. Ezt bizonyítja a befolyó vezetőképesség értékeinek és a kísérleti tavak értékeinek szoros kapcsolata (Függelék, 3. ábrasor).

A hőmérséklet jelentősen, negatívan korrelál az ammónium-nitrogén és nitrit-nitrogén mennyiségével, de csak a 4/5/6-os egységekben; 6, de akár 12 napos késleltetéssel is (4. ábrasor). A hőmérséklet és TN paraméter-kapcsolat esetében egyáltalán nem mutatható ki összefüggés. Hőmérséklet hatására a klorofill mennyisége - gyenge korrelációs értékkel, néhány egységben - emelkedik, de a feopigment (bomlástermék) tartalomban nincs kapcsolat.

A hőmérséklet szignifikáns, pozitív kapcsolatot mutat (befolyó/2/5/6) a foszfor-formákkal 0-3 nap (orto-P) és 3-6 nap (TP) időtávban (5. ábrasor). A hozzáférhető foszfor - ilyen felbontású monitorozó rendszernél -, növekvő vízhőmérsékletnél, egyre nagyobb mennyiségben rendelkezére áll, felvehető.

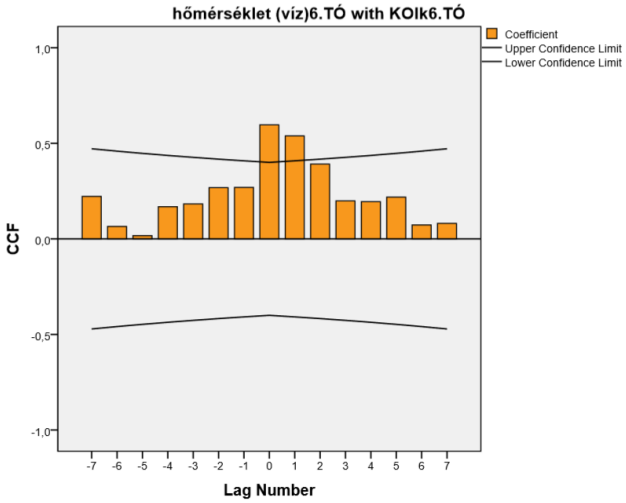


4. ábrasor: Az 5-ös kísérleti egységben, hőmérséklet és szervetlen, oldott nitrogén-formák esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) negatív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát



5. ábrasor: A 6-os és 5-ös kísérleti egységekben, hőmérséklet és foszfor-formák esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

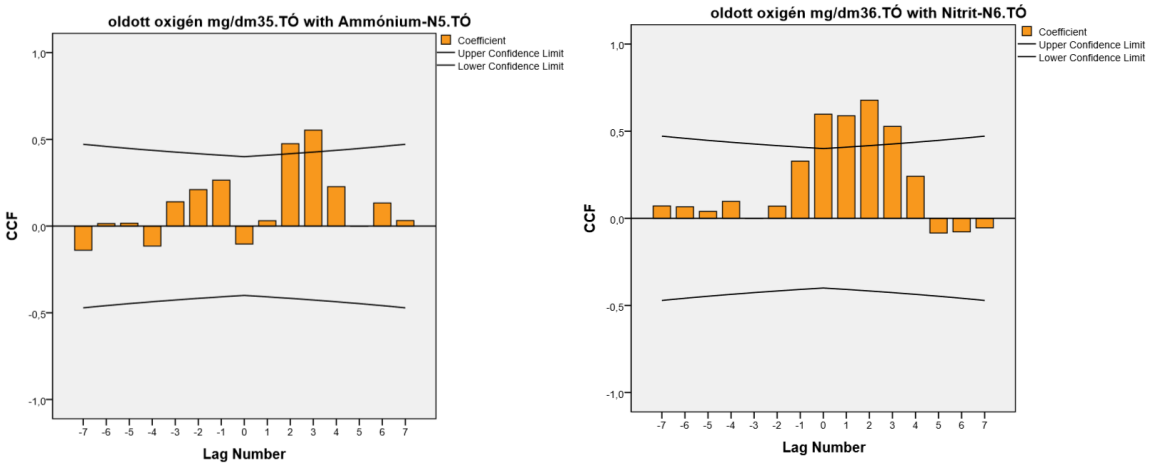
A kémiai oxigénigény (KOI_k) a befolyó/2/5/6 egységekben, a foszforhoz hasonlóan szignifikáns, pozitív kapcsolatot mutat a hőmérséklettel párosítva (55. ábra). Érdekességképpen megemlítendő, hogy a kereszkorreláció értéke ugyan nem ér el szignifikáns szintet, de a 4-es kísérleti tó esetében, egyedüliként hőmérséklet-KOI_k negatív kapcsolat körvonalazódik. Ebben az egységben volt a legnagyobb megmaradás, a kihelyezési darabszámokhoz viszonyítva és a leghatékonyabb takarmány felhasználás (8. táblázat).



55. ábra: A 6-os kísérleti egységben, hőmérséklet és KOI_k esetében jelentkező szignifikánsan ($p<0,05$) pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

Az oldott oxigén tartalom a TN, klorofill és feopigment koncentrációkkal kicsi korrelációt mutat, tehát adott haltermelési technológia alkalmazásakor ezek a tényezők egymástól korrelálatlannak tekinthetők. Oxigén-KOI_k esetén negatív irányba mutatnak a trendek, de nem szignifikáns a kapcsolat, csak a befolyó mintákban kis mértékben (Függelék, 56. ábra). A haltermelési technológia, illetve a kísérleti körülmények itt sincsenek lineáris hatással a kapcsolatra.

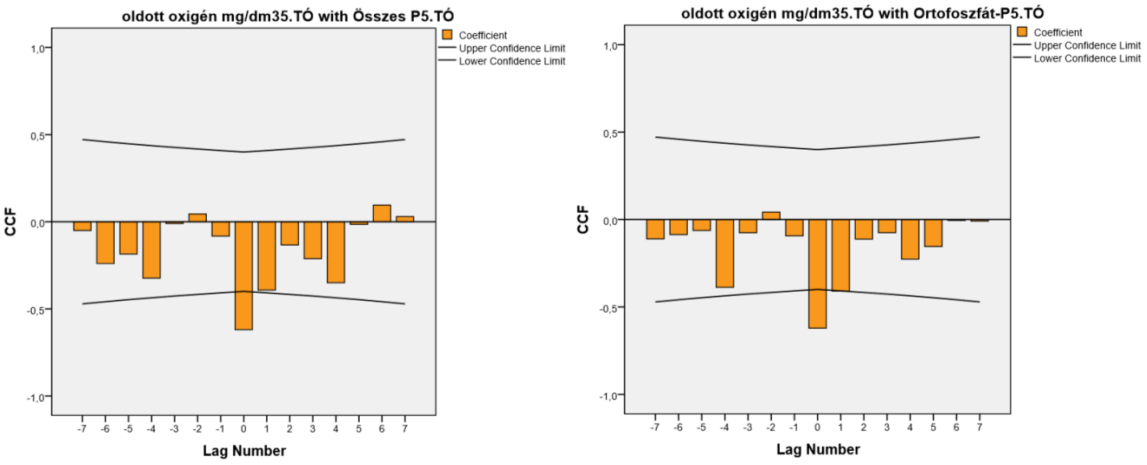
Az ammónium-, és nitrit-nitrogén koncentrációk mennyiségi alakulását jelentős, pozitív mértékben meghatározzák az aktuális oxigén viszonyok a 4-es, 5-ös egységekben (6. ábrasor). Az ammónium minimum 9 nap késéssel korrelál, míg a nitrit mennyiségét 0-12 napig meghatározza az aktuális oxigén szint. Gyakorlati körülmények között, a kedvező aerob viszonyok az ammonifikáció és a nitrifikáció folyamatait katalizálják.



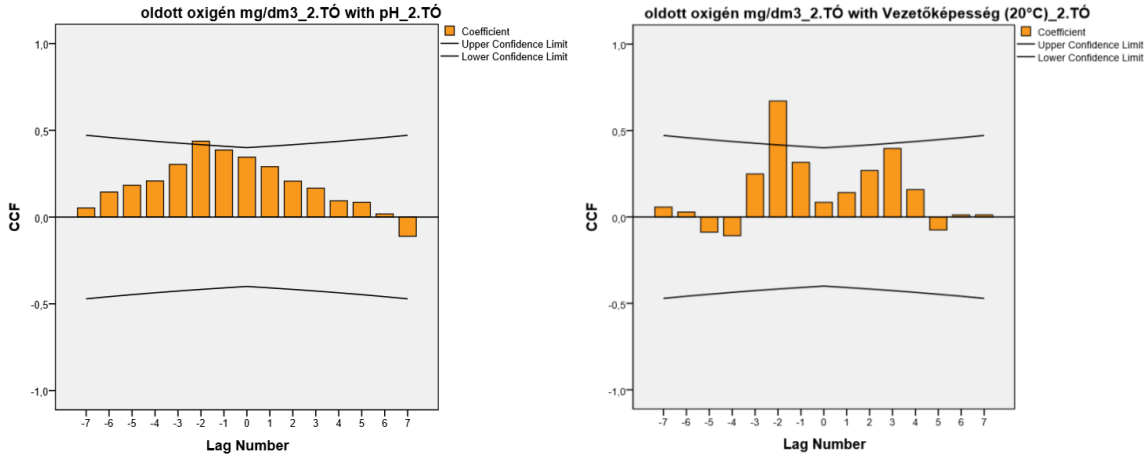
6. ábrasor: Az 5-ös és 6-os kísérleti egységekben, oldott oxigén és nitrogén-formák esetében jelentkező szignifikánsan ($p<0,05$) pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

A foszfor-formák mennyisége negatívan korrelál, tehát ellentétesen, szignifikánsan, közvetlenül kapcsolt az oldott oxigén szintekhez. A 2/4/5/6 egység esetében igen erős a kapcsolat (7. ábrasor).

A pH és vezetőképesség tekintetében, 3 napon belül nem alakult ki jelentős kapcsolat az oxigén hatására, de 6-9 nap közötti eltolással, negatívan korrelálnak az adott paraméterek (8. ábrasor).

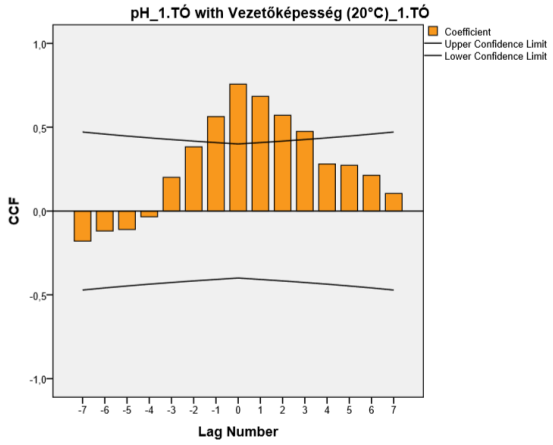


7. ábrasor: Az 5-ös kísérleti egységben, oldott oxigén és foszfor-formák esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) negatív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát



8. ábrasor: A 2-es kísérleti egységben, oldott oxigén és pH/vezetőképesség esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

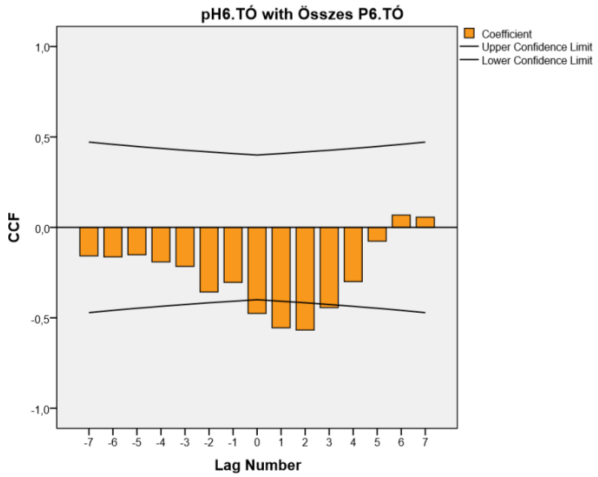
A ph és vezetőképesség kapcsolata már az előzmények alapján is jósolható. 9 napon keresztül egyöntetű, szignifikánsan pozitív korreláció figyelhető meg minden egységben és a befolyóban is (p<0,05). Ezek alapján valószínűsíthető, hogy a technológián túlmutató, független kapcsolatról van szó (57. ábra).



57. ábra: Az 1-es kísérleti egységben, pH és vezetőképesség esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

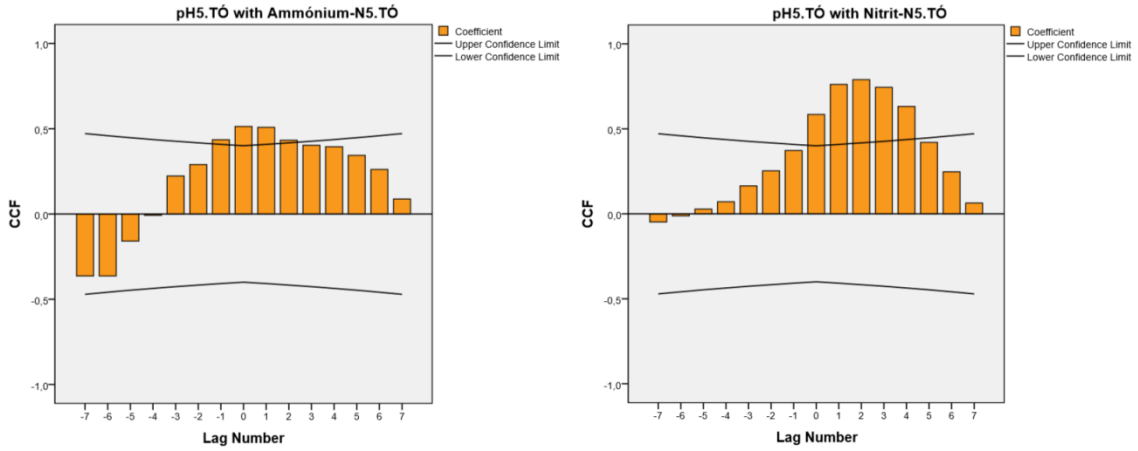
A kémiai oxigénigény, az orto-P és a teljes nitrogén mennyisége nem korrelál szignifikáns mértékben a pH értékekkel A teljes foszfor mennyisége az 5/6 egységekben ellentétes kapcsolatban áll a pH-val, akár 6-9 napos intervallum-csúszással is (58. ábra).

A klorofill, valamint a feopigment tartalom (mint függő paraméterek) negatív lineáris kapcsolat irányába tendálnak, de egyedül a 3-as kísérleti tó esetében igazolható, szignifikáns kötődés (p<0,05) a pH és a vázolt paraméterek között.



58. ábra: A 6-os kísérleti egységben, pH és TP esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) negatív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

A pH változás egyértelműen pozitív korrelációban van a szervetlen nitrogénformák közül az ammónium és a nitrit mennyiségével. Bizonyosan nem közvetlen kapcsolatról van szó, hanem ismét intermedier hidrobiológiai tényező(k) közvetett hatásáról (9. ábrasor). A nitrát esetében is történtek analízisek, de a nagyszámú, kimutatási határ alatti adat - a korábbiakhoz hasonlóan - nem bizonyult felhasználhatónak az adott statisztikai elemzések során.

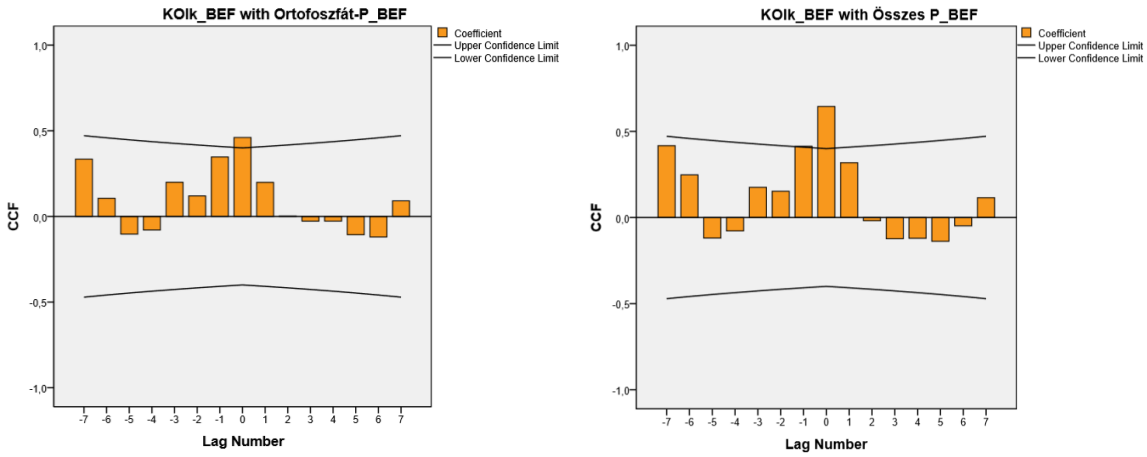


9. ábrasor: Az 5-ös kísérleti egységben, pH és szervetlen nitrogén-formák esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

A helyi és a befolyó vízgyűjtőjén tapasztalható csapadékviszonyok, illetve a víz-kőzet kölcsönhatások bizonyosan nagyban befolyásolják a vezetőképesség értékeket. Ezen túl, a vezetőképesség a kémiai oxigénigényre, az összes foszforra, orto-foszfátra és összes nitrogén mennyiségére nincs hatással, a változók korrelálatlanok.

A 2/3/5-ös egységek esetében, a klorofilltartalomra nézve negatív, szignifikáns kapcsolat, a nitrit-nitrogénre nézve (4/5/6) erős, elhúzódó, pozitív korreláció mutatkozik (Függelék, 10. ábrasor).

A kémiai oxigénigény értéke erős, pozitív korelációban (kapcsolatban) van a foszforformákkal, és valószínűsíthetően, ezen kapcsolaton keresztül a klorofill tartalommal is, ugyanakkor a TN esetében nem jellemző jelentős korreláció. Az orto-foszfát és teljes foszforkészlet a rendszerekbe beömlő tápcsatorna vizében is erősen kapcsolt a KOI_k-val, így technológiától független paraméterpárnak tekinthetők (11. ábrasor).



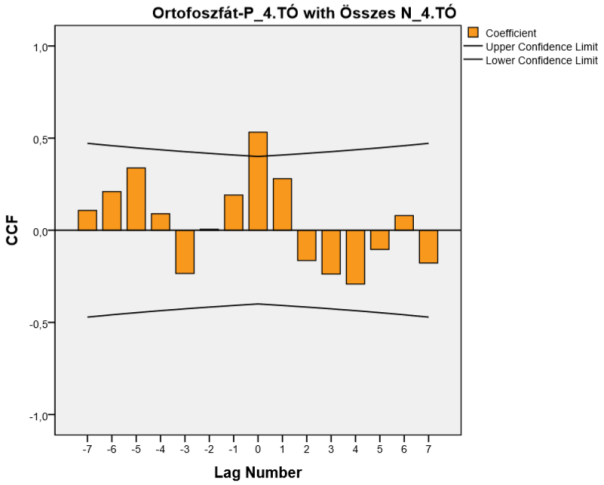
11. ábrasor: A befolyóban, KOI_k és orto-P/TP esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

A klorofill tartalomra és bomlástermékének koncentrációjára is, a 2/6-os egységekben nagyon erősen, pozitívan hat a KOI_k érték, 6, illetve 3 napos intervallumon belül (Függelék, 12. ábrasor).

A reaktív foszfor mennyisége természetesen nagyon erősen, pozitívan korrelál az összes-foszfor mennyiségével, de csak 3 napon belül, mely kísérleti beállításaim szerint egy viszonylag gyors foszforforgalmat jelez. Az orto-foszfát szinte minden egységben (befolyó kivételével) erősen kapcsolt az összes-nitrogén mennyiségével, 3 napon belül (59. ábra).

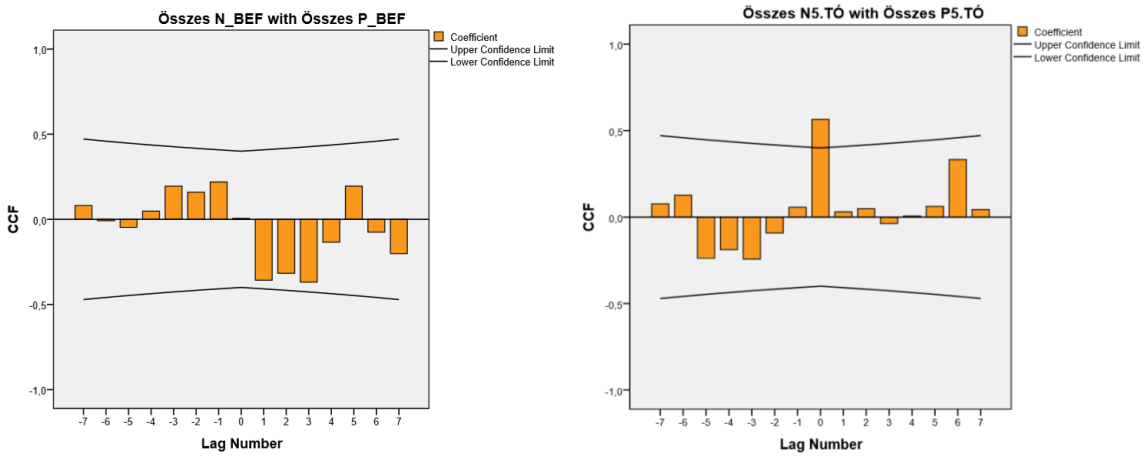
Érdekes módon, a fotoszintetizáló szervezetek számára rendkívül könnyen és gyorsan felvehető reaktív foszfor mennyisége, mely az eutrofizáció folyamatok limitációjáért döntően felel, nem korrelál a klorofill és feopigment tartalommal (TP-től sem függ egyik koncentráció sem). Fontos itt megjegyezni a mintavétel felbontását (három nap), mert semmilyen következtetést nem vonhatunk le ettől kisebb mintavételi időre.

A nitrifikáció intermedier termékének, a nitritnek mennyisége jelentősen függ a összes foszfor mennyiségétől (negatív korreláció: 4/5/6, máshol mérési határérték alatti adatok) (Függelék, 60. ábra).



59. ábra: A 4-es kísérleti egységben, OP és TN esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) pozitív korreláció Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

Az összes nitrogén mennyisége erősen, pozitív korrelációban van az összes foszfor mennyiségével, a kísérleti rendszerekben. A befolyó mintákban ez a kapcsolat nem mutatható ki, így nagy bizonyossággal kijelenthető, hogy technológia-függő paraméterpárról beszélhetünk (13. ábrasor). Ugyanakkor, a 6-os egység gyenge korrelációját leszámítva, a nitrogén mennyisége nem hat a klorofill és feopigment tartalomra.



13. ábrasor: A befolyó és az 5-ös egységben, TN és TP esetében jelentkező függetlenség, illetve szignifikánsan (p<0,05) pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

A klorofilltartalom - értelem szerűen - meghatározza bomlástermékének a mennyiségét az összes kísérleti tóban, viszon a technológiai behatásoktól mentes befolyó mintákban ez a kapcsolat (klorofill-feopigment) nem áll fenn. A klorofill mennyisége negatívan befolyásolja az ammónium-nitrogén koncentrációt (algák felveszik), majd a nitrit jelenlétet is (intermedier termék is csökken, ha kiinduló molekula mennyisége csökken). Az ammónium-N viszont csak a 4-es tóban korrelál pozitívan a nitrit-N-nel (Függelék, 61. ábra). Valószínűsíthető, hogy a fotoszintetizáló szervezetek azonnal felveszik (könnyebb, mint a nitrátot), ezáltal a 3 napos felbontásban nem követhető az ismert nitrogén-transzformációs kapcsolat.

Autokorrelációs vizsgálatok

Az autokorreláció egy adott paraméter „emlékező” képességét méri. Jelen esetben a haltermelő egységekben, illetve a tápcsatornán érkező befolyóvízben (10. táblázat). Azt vizsgálja, hogy az adott időpontban mért paraméter koncentráció értéke milyen mértékben függ az előző mintavételi alkalmakkor mért koncentráció értéktől.

A hőmérséklet tekintetében, igazolva a vízterek nagy hőpuffer kapacitását, egyöntetű, 12 napos összefüggő intervallum mutatható ki. Adott mintavételi időpont hőmérsékleti adata szoros, szignifikáns (p<0,05) kapcsolatban van a következő 9-12 napos (4.) intervallumot reprezentáló minta adataival.

Oldott oxigén koncentrációk analízise esetén csupán a 6-os egységből és a befolyóból származó mintákban adódott szignifikáns, időbeli kapcsolat, 3 napos felbontás mellett. Egy adott minta értéke, nagy valószínűséggel hatással volt a következő mintavétel oldott oxigén koncentráció értékére (62. ábra). A gyakorlati haltenyésztés számára lényeges információ, hogy a jelenlegi felbontási

hatékonyságnál nagy valószínűséggel gyorsabb változások kísérik az oldott oxigén tartalom alakulását. A napi koncentráció-érték ingások köztudottak, melyek jóval kifejezettebbek lehetnek terhelt rendszereknél (Papp & Fürész, 2003).

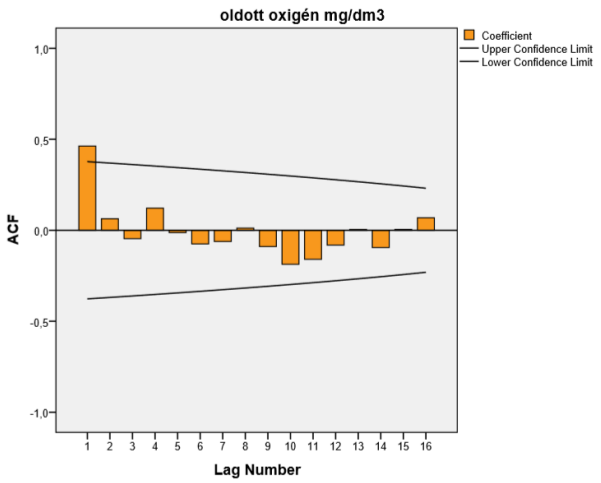
10. táblázat: Az autokorrelációs vizsgálatok eredményeinek összefoglalása (1-6: kísérleti egységek; 3- 6- 9- 12 (nap): adott intervallumban szignifikáns (p<0,05) autokorrelációs összefüggés; nincs: nem áll fenn szignifikáns (p<0,05) kapcsolat)

	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**BEFOLYÓ**
hőmérséklet	12	12	12	12	12	12	12
O_2	nincs	nincs	nincs	nincs	nincs	3	3
pH	9	9	9	9	9	9	9-12
EC	3	3	3	3	3	3	3
KOI_k	nincs	6	nincs	nincs	9	3	nincs
orto-P	nincs	3	nincs	nincs	nincs	nincs	nincs
TP	nincs	nincs	nincs	nincs	nincs	nincs	3
TN	3	nincs	nincs	3	nincs	nincs	nincs
klorofill	nincs	6	nincs	nincs	nincs	nincs	nincs
feopigment	nincs	3	nincs	3	nincs	nincs	nincs

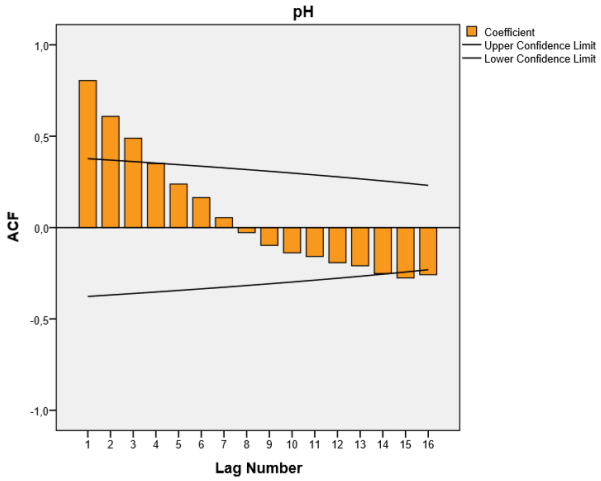
A pH tekintetében, a mért értékek erős emlékező képességet mutattak, akár 9 napon keresztül, a kísérleti egységekben. A befolyó mintáiban, egy periódussal nagyobb kapcsolat volt kimutatható. Ez technológiai hatással nehezen módosítható paramétert jelez (63. ábra).

A vezetőképességi mért értékek időbeli kapcsolatai nem különböztek a technológiának kitett tavakban és a termeléstől független befolyóban. Egyaránt egy-egy mintavételnyi kapcsolat bizonyult jelentősnek. Valószínűsíthető, hogy a befolyó vízgyűjtőjén kialakuló hidro-geológiai viszonyok inkább befolyásolják e paraméter értékeit, mintsem az alkalmazott intenzív tavi haltenyésztési technológia.

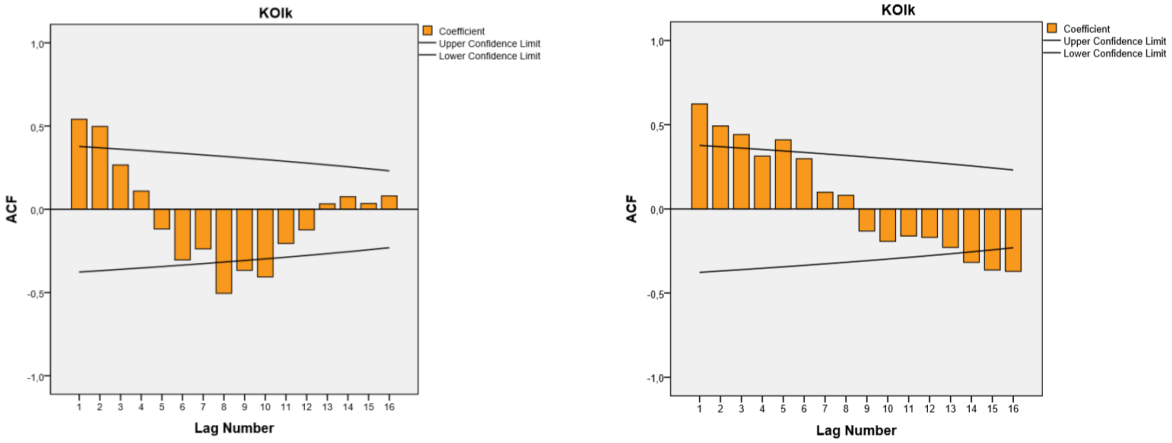
A vizsgált paraméterek közül a kémiai oxigénigény (14. ábrasor) bizonyult a legváltozékonyabbnak. Az 1/3/4-egységek esetében, valamint a befolyó értékeinél sem volt időbeli kapcsolat kimutatható. A 6-os tóban 3 nap, a 2-esben 6 nap, míg az 5-ösben 9 nap összefüggő intervallum mutatható ki (p<0,05). A fotoszintetizáló szervezetek számára közvetlenül hozzáférhető, reaktív foszfor mennyiségek egyedül a 2-es tó esetében mutattak szignifikáns (p<0,05), időbeli kapcsolatot, egy 3 napos intervallumon belül. Ebben az egységben bizonyult a legsikeresebbnek a halnevelés. A körülmények ellenére 250 kg egynyaras harcsahozamot sikerült realizálni, 3,4-es FCR érték mellett (8. táblázat). Összes-foszfor (TP) tekintetében egyedül a befolyóban adódott jelentős (p<0,05), mintavételi időpontok közötti összefüggés (15. ábrasor).



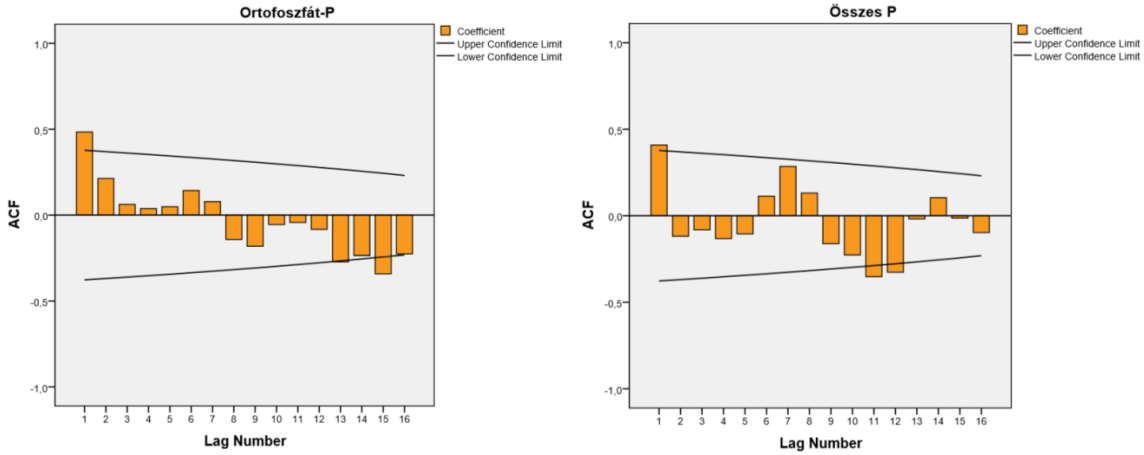
62. ábra: Autokorrelációs vizsgálat grafikus eredménye oldott oxigénszint esetén
(ACF: autokorrelációs érték; a jobbra tartó vonal a szignifikáns (p<0,05) összefüggés határát jelöli)



63. ábra: Autokorrelációs vizsgálat grafikus eredménye pH esetén.
(ACF: autokorrelációs érték; a jobbra tartó vonal a szignifikáns (p<0,05) összefüggés határát jelöli)



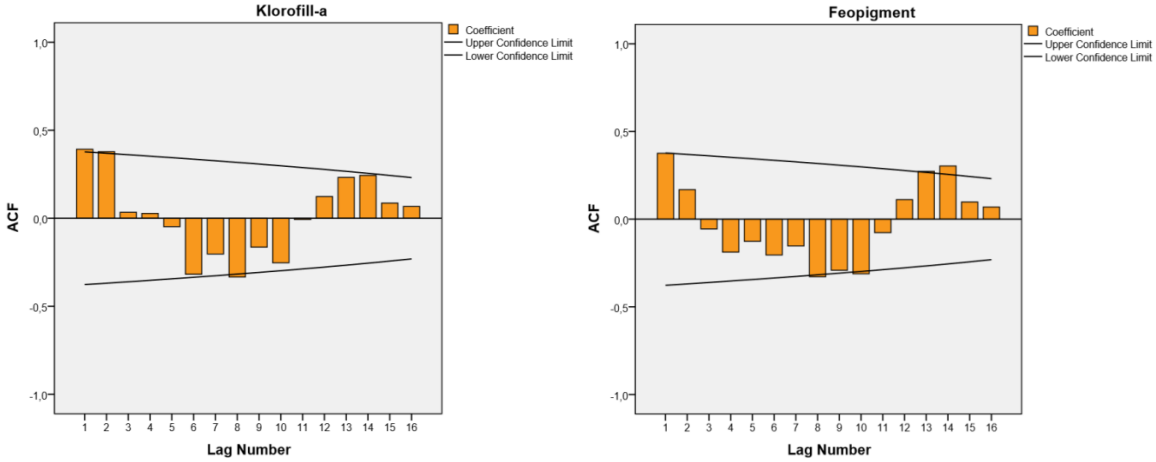
14. ábrasor: Autokorrelációs vizsgálat grafikus eredménye KOI_k esetén.
(bal: 6-os, jobb: 5-ös tó)
(ACF: autokorrelációs érték; a jobbra tartó vonal a szignifikáns (p<0,05) összefüggés határát jelöli)



15. ábrasor: Autokorrelációs vizsgálat grafikus eredménye orto-P és TP esetén
(bal: 2-es tó, jobb: befolyó)
(ACF: autokorrelációs érték; a jobbra tartó vonal a szignifikáns (p<0,05) összefüggés határát jelöli)

A teljes nitrogéntartalom eloszlása csak az 1-es, illetve 4-es termelő egységben adódott időben, szignifikánsan (p<0,05) kapcsoltnak.

A klorofill, és a hozzá, hidrobiológiai okokból erősen köthető feopigment tartalom a 2-es tóban mutatott emlékező képességet. A pigmenttartalom 6 napos (2 mintavételnyi intervallum), míg bomlásterméke 3 napos kapcsoltsággal rendelkezett ebben az egységben (16. ábrasor). Ez az egység orto-P és KOI_k paraméterek vonatkozásában is erős autokorrelációs értékeket mutatott. A többi vizsgált haltermelő tó közül, továbbiakban a 4-esben adódott szignifikáns, 3 napos kapcsolat a feopigment koncentrációk között.



16. ábrasor: Autokorrelációs vizsgálat grafikus eredménye klorofill és feopigment tartalom esetén (2-es tó)
(ACF: autokorrelációs érték; a jobbra tartó vonal a szignifikáns (p<0,05) összefüggés határát jelöli)

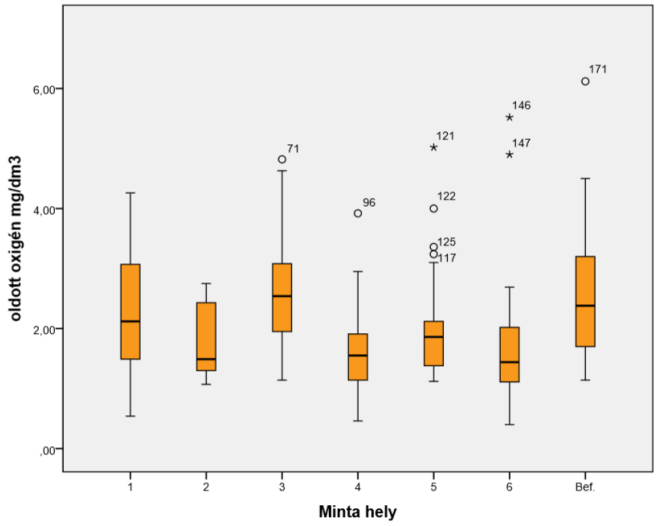
Az egyes, autokorrelációs eredményeket szemléltető ábrákon, a releváns 2-3 mintavételi intervallumon kívüli tartományokban is előfordul szignifikáns eltérést mutató érték (lásd pl. 14; 15; 16. ábrasor). A 3, illetve 6-9 napos emlékező képesség utáni, rendre alacsony ACF értékekeket követő, hirtelen szignifikáns tartományt elérő értékek értelmezhetetlenek, vizsgálati zajnak tekintendők. A 3

naponkénti, paraméterenként 25 mintaszámból kalkulált kapcsolatok hosszabb távú következtetésekre már nem alkalmasak.

A termelő egységekben mért paraméterek összehasonlítása (Box-plot vizsgálatok)

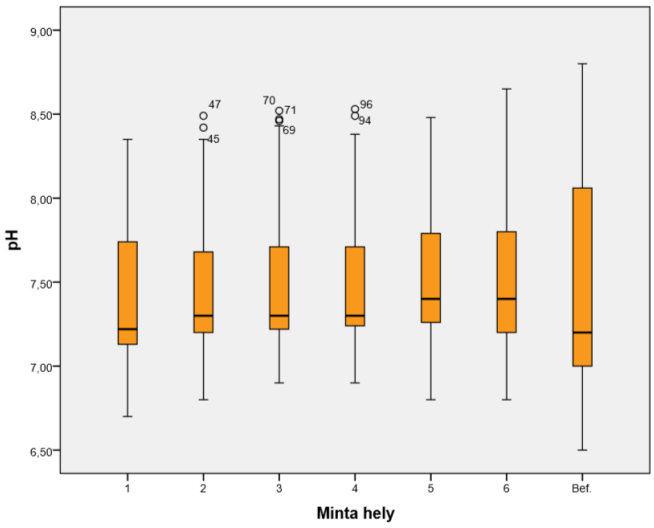
Hőmérséklet tekintetében, várakozásaimnak megfelelően, nagyon közeli a medián minden kísérleti egységben. A befolyó esetén adódott némileg alacsonyabb középső érték. Kiugró értékek nincsenek, a paramétert leíró terjedelmek egyöntetűen nagyon közeliek.

A legmagasabb, oldott oxigén koncentrációkhoz tartozó középértékek a befolyó és a 3-as telelő tó esetében adódtak (64. ábra). Megállapítható, hogy a reggeli mintavételek (7:00) alkalmával igen alacsony oxigénszintek mutatkoztak (szub-optimális szint, befolyóban is!), mely a rendszerekbe juttatott tápanyagok mennyiségére, illetve a terheltségre utal. A kora reggeli mintavételek célja az volt, hogy a legkritikusabb időszakban mintázott egységek esetében tisztában legyünk, e termelést súlyosan veszélyeztető faktorral. A napközbeni mérések alkalmával, igazodva az elvártakhoz, nem adódott súlyos oxigénhiány. A 6-os tó medián értéke volt a legalacsonyabb, melytől a 4-es nem sokban különbözött. Extra kiugró értékek az 5-ös, 6-os (rendkívül magas FCR értékekkel bíró tavak, 8. táblázat) egységben jelentősek.



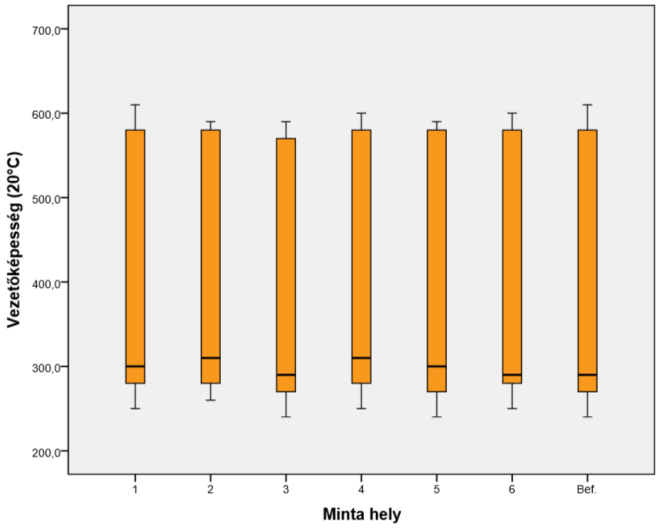
64. ábra: Box-plot analízis az oldott oxigén koncentrációk összevetésére (mg l^{-1})
(Jelmagyarázat: hasábok - interkvartilis tartomány (az adatok középső 50%-a), vízszintesen: medián, talpak: 1,5 x interkvartilis terjedelem, kör: kiugró érték, csillag: extra kiugró érték)

A pH értékek összevetése érdekes mintázatot mutat. A befolyó a legváltozékonyabb, tehát itt a legnagyobb a kiterjedése az interkvartilis tartománynak. A haltartó egységek mind hasonló mintázatot mutatnak (65. ábra). Valószínűsíthetően, a merev technológia és az egységekben zaljó biológiai folyamatok (technológiai nyomás) nagyobb kiegyenlítő hatással bírnak e paraméterre nézve. Az 5/6-os egységekben a legmagasabb a medián, míg a 2/3/4-es tavak esetében található kiugró mért érték.



65. ábra: Box-plot analízis a pH értékek összevetésére
(Jelmagyarázat: hasábok - interkvartilis tartomány (az adatok középső 50%-a), vízszintesen: medián, talpak: 1,5 x interkvartilis terjedelem, kör: kiugró érték)

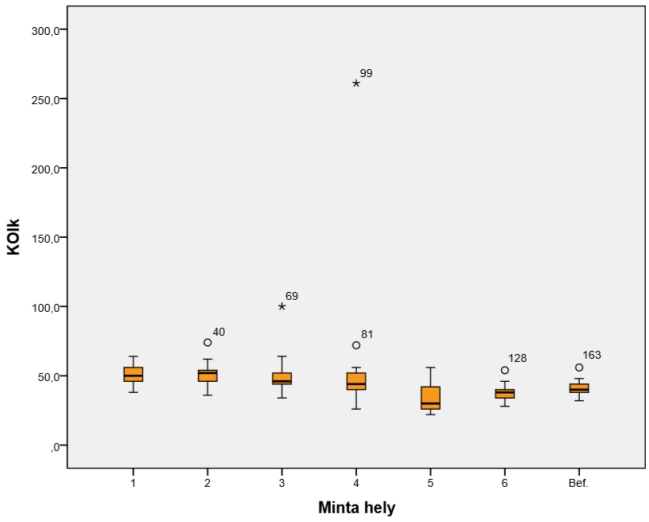
A vezetőképesség értékek mediánja az intekvartilis értékek alsó részében helyezkedik el, ami aszimmetrikus eloszlásra utal. A mediánok 300 µS/cm körüli értékek (66. ábra). Igen széles az interkvartilis tartomány, ami a mér adatok nagy változékonyságát jelzi, ugyanakkor nincsenk kiugró adatok. Adott vizsgálat alapján is kijelenthető, hogy a technológiának nem volt számottevő hatása az adott paraméter-változásokra.



66. ábra: Box-plot analízis a vezetőképesség értékek összevetésére (µS cm^{-1})
(Jelmagyarázat: hasábok - interkvartilis tartomány (az adatok középső 50%-a), vízszintesen: medián, talpak: 1,5 x interkvartilis terjedelem)

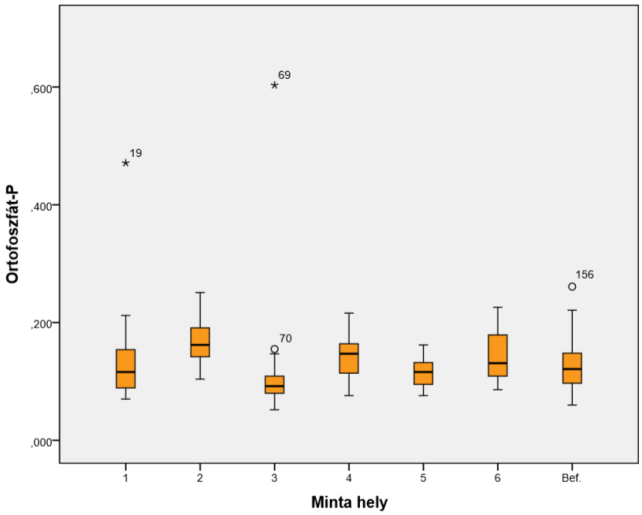
A kémiai oxigénigény (kálium-dikromátos) eloszlások eredményei az 5-ös és 6-os tavakban mutatnak, még a befolyó értékétől is alacsonyabb közép értékeket (67. ábra). A vizsgált paraméter igen szűk intervallumban volt kimutatható, így nem bizonyult változékonynak. A 4-es egységben mért extra-kiugró érték valószínűleg mintavételi hiba (261 mg l^{-1}). A legmagasabb medián érték a második

nevelőtérben adódott. Ez igazodik a termelési eredményekhez, a gazdaság ebben az egységben 253 kg (~3,8t/ha) egynyaras harcsahozamot ért el, mely a teljes eredményük (6 tóra vetített) közel 30%-a volt.



67. ábra: Box-plot analízis a KOI_k értékek összevetésére (mg l^{-1})
(Jelmagyarázat: hasábok - interkvartilis tartomány (az adatok középső 50%-a), vízszintesen: medián, talpak: 1,5 x interkvartilis terjedelem, kör: kiugró érték, csillag: extra kiugró érték)

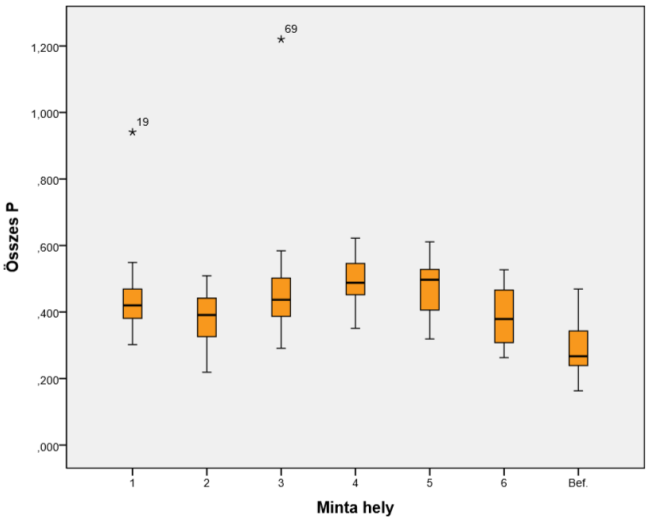
Reaktív-foszfortartalom tekintetében az 1/3/5 termelő tavak a befolyó közép értékétől alacsonyabb, a 2/4/6 egységek viszont magasabb medián értéket mutatnak. Ezek a mutatók nem igazodnak a termelési erdményekhez (8. táblázat), vagyis a halbiomassza mennyiségekhez (kivéve a korábban említett 2-es tó, 253kg-os záró eredménnye). Extra-kiugró adatok az 1-es és 3-as tóban voltak, melyek valószínűleg mintavételezési hibák eredményei (68. ábra).



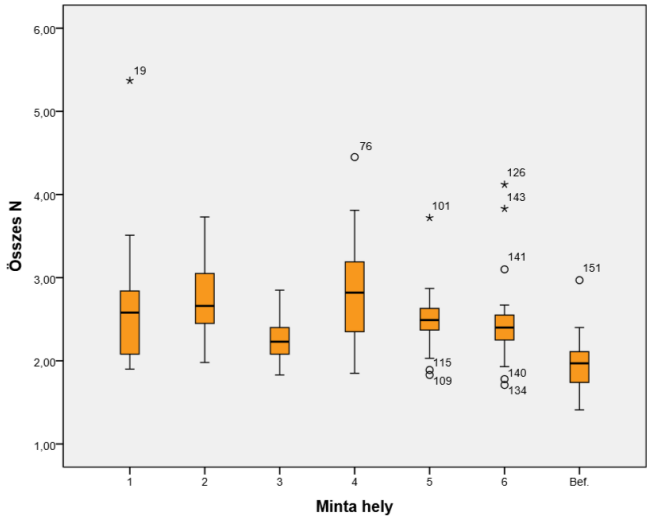
68. ábra: Box-plot analízis a reaktív foszfor (orto-P) értékek összevetésére (mg l^{-1})
(Jelmagyarázat: hasábok - interkvartilis tartomány (az adatok középső 50%-a), vízszintesen: medián, talpak: 1,5 x interkvartilis terjedelem, kör: kiugró érték, csillag: extra kiugró érték)

Az összes foszfortartalom mintázata, ezzel a módszerrel vizsgálva, nem követi az orto-foszfát tartalom esetén észlelt sajátságokat. A befolyó rendelkezik a legalacsonyabb közép értékkel. Az interkvartilis

terjedelem a 6-os tóban a legszélesebb, ami a mért értékek nagy változéskonyságára utal. E paraméter alakulásánál valószínűsíthető a közvetlen technológiai hatás (69. ábra).



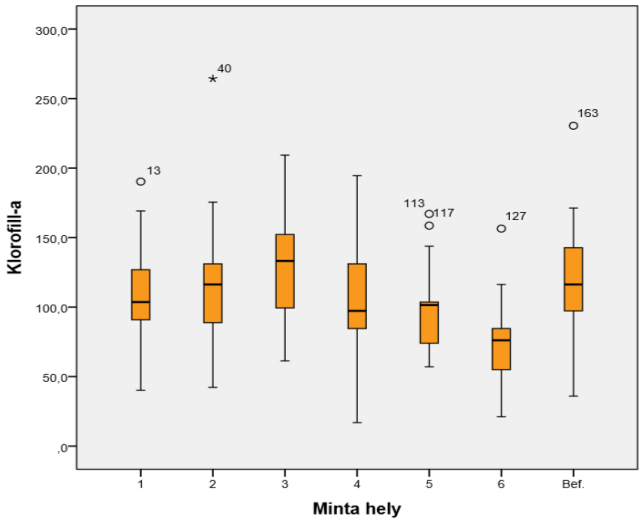
69. ábra: Box-plot analízis a teljes foszforkészlet (TP) értékek összevetésére (mg l^{-1})
(Jelmagyarázat: hasábok - interkvartilis tartomány (az adatok középső 50%-a), vízszintesen: medián, talpak: 1,5 x interkvartilis terjedelem, csillag: extra kiugró érték)



70. ábra: Box-plot analízis az összes-nitrogén (TN) értékek összevetésére (mg l^{-1})
(Jelmagyarázat: hasábok - interkvartilis tartomány (az adatok középső 50%-a), vízszintesen: medián, talpak: 1,5 x interkvartilis terjedelem, kör: kiugró érték, csillag: extra kiugró érték)

A befolyó TN tartalma rendre a kísérleti terek mért értékei alatt maradnak, minden egység interkvartilis tartománya a befolyó intervalluma felett helyezkedik el. A középérték a 4-es tó esetében adódott a legmagasabbnak és itt található a legváltozékonyabb, mért összes-N adatsor is. 1/4/5/6 esetében kiugró értékek találhatók, viszont az 5-ös és 6-os kísérleti terekben alsó és felső kiugró, valamint felső extrém értékek is adódtak (70. ábra). Ezek az egységek a teljes nitrogénkészlet tekintetében nagyon szűk mérési tartománnyal rendelkeznek, de jelentős kiugrások figyelhetők meg bennük, melyek bizonyosan a magas terheltségre utalnak.

A klorofill-a pigment, illetve bomlástermékének a koncentrációja - az elvártaknak megfelelően - nagyon hasonló mintázatokat mutatott. A befolyó esetén is nagyon nagy a változékonysága mindkét paraméternek, illetve több egységben is számos kiugró érték mutatkozik (71. ábra). Egyedül a 3-as tó mutat egyöntetű, magas és változékony koncentrációt a vázolt vízminőségjelző tényezőkből.



71. ábra: Box-plot analízis a klorofill-tartalom összevetésére (µg l^{-1})
(Jelmagyarázat: hasábok - interkvartilis tartomány (az adatok középső 50%-a), vízszintesen: medián, talpak: 1,5 x interkvartilis terjedelem, kör: kiugró érték, csillag: extra kiugró érték)

Utalva a 8. táblázatban feltűntetett harcsa lehalászási eredményekre és figyelembe véve a takarmány fogyást, a tavakba haltáppal (3539 kg táp, 45% nyersfehérje és 1,3% P tartalom, Harcsa nevelőtáp „R" 45%, Haltáp Kft., Szarvas) 254,8 kg nitrogént és 46 kg foszfort juttattunk be a mintázott nevelési szezon alatt. Ez 3,4 kg N nap^{-1} telelő $rendszer^{-1}$, és 0,61 kg P nap^{-1} telelő $rendszer^{-1}$ értéknek adódott. A tavakba juttatott tápanyagok N:P aránya 5,54:1 volt. A tófelszínre vetített tápanyagterhelés nitrogén esetében 1,65 g N nm^{-1} nap^{-1}, foszfornál 0,30 g P nm^{-1} nap^{-1} volt.

A nevelőterekben mért TN, TP (9. táblázat) és KOI_k értékek (min:22 / max:261 / átlag:46 / szórás:20,9 [mg/l]) gyakorlatilag a kifolyó értékeknek felelnek meg.

A 28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet, mely a kibocsátásra vonatkozó határértékeket fogalmazza meg felszíni vízbe történő bevezetés előtt, illetve a 10/2010. (VIII.18.) VM rendelet, mely a szennyezettségi határértékeket szabályozza, jó viszonyítási alapokat adnak az intenzív technológiák terheléséről.

Kísérletemben, KOI_k esetében az átlag érték is határérték felletti (<40mg/l), sőt jelentős kiugró értékeket is mértem (261mg/l). A TN átlag értéke nem ért el határértéket (<3mg/l), de a TP igen. A minimum érték (0,22mg/l) is a szigorúbb határérték feletti volt már (<0,2mg/l).

Mindazonáltal, a tavi utó-vízkezelés használatával a környezetterhelés nem valósult meg, sőt. A környezetjavítás szempontjából leghatékonyabb technológiákkal évente, hektáronként akár 471 kg nitrogént is meghaladó retenciót lehet elérni (Oláh, 1992).

9. Következtetések és javaslatok

Az intenzív haltermelés során alkalmazott, teljes értékű tápok beltartalmi értékei rendkívül nagy változatosságot mutatnak. A takarmánygyárak által deklarált értékek sokszor nem bizonyulnak helytállónak, így a környezeti aspektusok szem előtt tartása, esetleges tervezése is pontatlan lehet. Az alapanyagok standard értékei tételenként változhatnak és a gyártói önellenőrzések alkalmával, a mintavételek reprezentatív jellege sem mindig biztosított. Emiatt jelentősek az analitikai eltérések (Anyag és módszer, 4. táblázat), a kutatási célú felhasználások során.

Laboratóriumi vizsgálataim szerint, az ammónium-N kibocsátás, várakozásaimmal ellentétben, nem a legnagyobb fehérje tartalmú táp alkalmazása esetén volt a legmagasabb és ez által az egyik legjelentősebb közvetlen terhelő forrás (Jobling, 1981). Valószínűsíthető azonban, hogy az alkalmazott haltápok eltérő emészthetőségi értékei is befolyásolták a mérési eredményeket, melyek így a következtetéseket némileg árnyalják. A kontrollként használt állomány N kibocsátás értékei (23,1±0,3^{o}C-on 1,84±0,08kg harcsa 0,41±0,07g NH_4^+-N / 3 nap) az alapanyagcsere folyamatokról adnak új információt, ugyanakkor termelési célú hasznosulásuk is van. Szállítás, csomagolás előtt a halakat nem etetik, így a béltartalmuk kiürül. Az ürüléken felül azonban komoly és elsődleges terhelő a kopoltyún át vízbe kerülő nitrogén, mely a szállítás során dúsul a hal környezetében (Pandian, 1976). Egy adott küszöbérték feletti koncentráció (0,25 mgL^{-1} TAN-N, pH=9 fölött, (Ip et. al., 2001) a későbbiekben okozhat állategészségügyi problémát. Ez a teljes, fogadó, intenzíven nevelt állomány számára is veszélyt jelenthet (Krom et. al., 1985; Molnár, 2003).

Porter et al. (1987) aranydurbinccsal (*Sparus aurata* L.) végeztek egy kísérletsorozatot, melyben 24,2^{o}C-on, 4 óránként vizsgálták a különböző korosztályok ammónium-N kiválasztását. A 90g-os állomány teljes NH_4^+-N kibocsátás értéke 353 mg N kg^{-1} nap^{-1} volt; 1,4-2,0% / testtömeg kg etetés mellett. Az etetést követően 15-20 órával, jelentős visszaesést figyeltek meg az exkrécióban, mely véleményük szerint endogén, vagyis nem táplálék eredetű ammónium kiválasztásnak köszönhető. Jobling (1981) 20°C-on 64 mg N kg^{-1} nap^{-1} (*Pleuronectes platessa* L.), míg Guerin-Ancey (1976) 24°C-on 435 mg N kg^{-1} nap^{-1} (*Dicentrarchus labrax* L.) értéket állapított meg, szintén 90g-os egyedeknél. Kísérletemben a jelentősen nagyobb testméretű (364,7±97,0g), eltérő fehérjetartalmú takarmányt fogyasztó harcsák kibocsátási értéke 126,8-272,6 mg NH_4^+-N kg^{-1} nap^{-1} volt, 1% / ttkg takarmány felvétele után.

A gyakorlatban, a kiugróan magas nyersfehérje tartalom (>50%) az ivadék és előnevelő tápokat jellemzi (Hancz, 2011). Az életkor előrehaladtával csökken a halak fehérje igénye, így egyre alacsonyabb nyersfehérje tartalmú és ezáltal olcsóbb tápok alkalmazásával gazdaságossági

szempontok is érvényesülhetnek. A folyamatosan növekvő alapanyaghiány (halliszt, halolaj) következtében az alternatív fehérjeforrások és energia hordozók alkalmazhatóságát célzó vizsgálatok egyre inkább terjedőben vannak (Havasi, 2014; Havasi et al., 2015). Atlanti lazac (*Salmo salar* L.) esetében sikerült elérni már, hogy a teljes mértékben halliszt mentes, rovarfehérje (*Hermetia illucens* L.) alapú táp ne csökkentse a nevelt állomány növekedési erélyét, ne rontsa a húsminőségét, illetve ne okozzon hisztológiai elváltozásokat (Belghit et al., 2018a; 2018b). A rovarfehérje, mint takarmány alapanyag, a hazai és nemzetközi akvakultúra kitörési pontja lehet a jövőben (Barroso et al., 2014).
A lazacban alkalmazott gyakorlathoz hasonlóan a harcsa esetében is meg kell majd határozni a pontos, életkorhoz és technológiához illeszkedő, precíz fehérje/energia arányon alapuló haltakarmány összetételét. Ehhez további kutatások szükségesek. A célfaj igényeinek kielégítése és a gazdaságossági érdekek figyelembe vétele mellett, egyre fontosabb lesz a jövőben a környezetterhelési szempontok érvényesülése is. Szükséges a tápok hasznosulásának növelése, mely fajtaszelekciós és technológiai fejlesztésekkel érhető el. A harcsánál a specifikusan magasabb biológiai értéket képviselő takarmány használata, az ökológiai szempontokat szem előtt tartó halgazdálkodás fontos eleme lehet.
Valószínűsíthető azonban, hogy a harcsapiac erőteljes fellendülésére a korai fázisban nem elsősorban a tápfejlesztés és takarmány-optimalizáció fog jelentősen hatni. A jelenlegi és célként kitűzött termelési volumen növekedéshez egyelőre sajnos korlátozott fejlesztési célú tőke áll rendelkezésre.

Az intenzív halnevelő rendszerekben jelentős terhelő tényező az ürülékben deponált szerves frakció (Amirkolaie, 2011). Zárt rendszereknél rendkívül fontos annak azonnali eltávolítása, míg intenzív tavi egységekben ez többnyire kiülepedik és felhalmozódik az aljzaton. Az üledék terheltségétől függően, dinamikusan változik a baktérium-közösség összetétele (Kawahara et. al., 2009) és annak változása a modern metabióma analízis eszközeivel precízen nyomonkövethető (Mason et al., 2014). A folyamat a legfelső, 1cm-es, többnyire aerob rétegben a legkifejezettebb (Ram et. al., 1982; Meijer & Avnimelech, 1999).
Az utóbbi időben egyre több biotechnológiai cég kínál már a piacon különböző baktérium kultúrákat, melyekkel - ígéretük szerint - a talaj, illetve a tavi üledék munkáját előnyös irányba lendítik. Eredményeimre alapozott álláspontom szerint a megfelelő baktérium közösség természetes tavi üledékben elegendő mennyiségben rendelkezésre áll ahhoz, hogy a felvehető tápanyag mennyiségétől és az oldott oxigén koncentrációtól függően rapid módon elszaporodjon. Véleményemet korábbi, nem publikált kísérleti részeredményeimre is alapozom, melyek szerint teszt körülmények között alkalmazott, bevezetés előtt álló kereskedelmi baktérium készítmény (5 féle *Bacillus* faj) nem módosított jelentősen a vizsgálataimban is szereplő vízminőségjelző paramétereken. Az extracelluláris enzimatikus hatások, a már közösségben lévő fajok környezeti feltételeinek javításával fokozhatóak.

Új, egymás anyagcsere-folyamatait katalizáló fajok mesterséges bejuttatása a „telített” közösségbe gyakran kompetitív módon gátolt (Hibbing et al., 2010), így véleményem szerint az esetek többségében felesleges.
Megfelelő aerob viszonyok mellett az üledék rezidens szervesanyag-bontó és nitrifikáló baktérium közössége, a kísérletben modellezett intenzív terhelés mellett is elvégezte a „feladatát” és nem volt szükség egyéb fajok bejuttatására.
A technológiának – amellett, hogy a mikrobiológiai termékek száma valószínűleg növekedni fog – az oxigén ellátás, beoldás és a szerves (felső)üledékréteg aerob viszonyainak fenntartása érdekében kell fejlesztéseket eszközölnie a jövőben.

A két *in situ* kísérleti beállítás esetében fontos volt a három napos vízmintavétel alkalmazása, az egyöntetű, módszertanilag helytálló adatsor, és nem mellesleg munkaszervezési szempontok miatt. A vizsgált termelési időszak felbontása (13 paraméter: hőmérséklet, oldott oxigén, pH, vezetőképesség, ammónium-N, nitrit-N, nitrát-N, összes-N, orto-P, összes-P, kémiai oxigénigény, klorofill, feopigment) korlátozott értékelést tesz lehetővé, mivel az intervallumok közötti vízminőség változások már nem követhetők. Optimalizálni szükséges, az anyagi lehetőségek függvényében, a mintaszám és a mintázott időszak hossza között. Bizonyos esetekben célszerűbb lett volna naponta három alkalommal mintát venni (pl. orto-P, TP, oldott oxigén, pH), ugyanakkor fontosabb volt a kellő hosszúságú, reprezentatív termelési időszak vizsgálata, a felbontási képesség kárára.
A valós körülmények között beállított kísérleteimben, a termelési paraméterek között kitüntetett jelző a halak növekedése. A relatív szórás értékek gyakorlati haltenyésztésben nagyon fontosak, ha ragadozó halat nevelünk. A szétnövés mértékét jelző érték a H & H Carpio Kft. farmján kihelyezéskor 0,12 (min.) volt, majd a nevelés során rendkívül változékonynak bizonyult (max. 1,04) (8.3.2. Fejezet, 8. táblázat). A harcsára (optimalizált rendszerekben, megfelelő sűrűség mellett), más ragadozókhoz képest, kevésbé jellemző a kannibalizmus, de valószínűleg a szétnövés ilyen mértékű előfordulása növeli annak gyakoriságát, ezáltal csökkenti a megmaradást (28-69%). Amennyiben a halak mérete és a körülmények megengedik, ajánlott rendszeresen méret szerint szétválogatni az állományt.
Eredményeimből kitűnik, hogy számos esetben a befolyón érkező, kedvező értékeket mutató víz, jelentősen szennyeződik az intenzív haltermelés által. Célszerű folyamatosan vizsgálni a tápcsatorna vízkémiai értékeit, akár egyszerű kitekkel, így elkerülhető egy esetlegesen túl magas kezdő értéknél alkalmazott, helytelen termelési módszer alkalmazása.
A hazai halastavak műszaki állapota sajnos nem kedvez az intenzív haltenyésztésnek. Általánosan kijelenthető, hogy földmedrű tavaink több éves, jelentős mennyiségű üledékkel terheltek. A kis méretű, jól kontrollálható telelő tavak folyamatos karbantartása mindenképp indokolt lenne a jövőben.

A beruházás több szempontból is gazdasági előnyökkel járhat. Telelő időszakban nagyobb biztonságban tudható az állomány, továbbiakban az intenzív célú szezonális kihasználás növelheti a farm versenyképességét.

A csekélyebb mennyiségű szerves üledékréteg bizonyosan csökkenti az intenzív halnevelő rendszer oxigén igényét (KOI, BOI), így biztonságosabbá válhat a termelés.

Vizsgálataim szerint az intenzív tápetetéses technológiának jelentős hatása van a kistavi nitrogén és foszfor forgalomra. Növeli az összes nitrogén (TN) mért értékeinek változékonyságát és mennyiségét, ugyanakkor foszfor esetében (TP) nem változtat a mért kilengések nagyságán, csak a mennyiségi értékeken. Véleményem szerint, amennyiben a gazdaság kombinált, extenzív tavi utó-vízkezelést használ, úgy a nitrogénretencióra kell a nagyobb figyelmet fordítani, azt kontrollálni.

Nem tapasztaltam jelentős változásokat a klorofill-a és bomlástermékének mennyiségében, így a tápetetéses harcsanevelés alkalmazásakor, a terhelés szempontjából ezek monitorozása a gyakorlat számára nem kell, hogy elsődleges legyen.

A vizsgált harcsatermelési technológia kombinált jellege több szempontból értékelhető. Zárt, intenzív (recirkulációs) rendszerben, szezon előtt szaporított és előnevelt egyedeket, magas megmaradás mellett lehet kihelyezni természetes, vagy természetközeli nagy halgazdálkodási vízterekbe. A tápos harcsa esetén nem bizonyultak helytállónak a természetes tavi közegbe való illeszthetőség kritikái, a takarmányváltás gond nélkül megtörténik. Erős, 8-12 dkg-os egyedek tavaszi kihelyezésével már extenzív és fél intenzív polikultúrás termelési szerkezet mellett is jelentősen növelhető a hazai étkezési harcsahozam. Az egyre melegedő és gyomhalakkal bőven ellátott, klasszikus tavainkban értékes, piacképes halhús nevelhető, a hagyományos technológiánál jelentősen rövidebb idő alatt.

A kombinációt (intenzív-extenzív) azonos időben, a térbeli elkülönítés is jelentheti. Májusi szaporítást követően az intenzíven előnevelt ivadékot nyílt, kis tavi (telelő) rendszerekben tovább nevelik, így őszre egy 15-18dkg-os, nagy egynyaras állomány teleltethető be. Az intenzív termelésbe vont telelő tavak terhelt elfolyóvize a gazdaságon belüli, extenzív, vagy fél-intenzív tóegységekben hasznosul, így a szezonális szerves trágyázás elhagyható, a logisztikai és élőmunka költsége csökkenthető.

A Dalmand Zrt., a H & H Carpio Kft. és az Aranyponty Zrt. az intenzív kistavi nevelés, és nagytavi utó-vízkezelés technológiai megoldást alkalmazta. Az Öreglaki Halász Kft. telelőiből elfolyó szennyvíz egy másik gazdaságban hasznosult.

Németországban (Ahrenhorster Edelfisch GmbH), zárt recirkulációs rendszerben nevelnek harcsát étkezési méretig, de ennek hazai elterjedése nem várható, mivel a termelési költsége a hazai piacnak túl magas. Kísérleti jelleggel, hazai körülmények között is sikerült ugyan 13 hónap alatt piaci méretet elérni recirkulációs rendszerben (Kovács és mtsai., 2018), de a gazdaságossági tényezőket nem

vizsgálták. Magyarországon, az innovációra hajlandó termelők is csak tavi rendszerekben gondolkoznak étkezési harcsa vonatkozásában, főként financiális okok miatt.

Összegezve a nevelési körülményeket, általánosan elmondható, hogy nincs egységes harcsanevelési technológia Magyarországon. A farmok, adottságaikhoz igazodva, szerencsére egyre nagyobb számban próbálkoznak - akár csak részben - intenzív harcsaneveléssel. Az ivadékellátás szezonális jellege, az egységes egynyaras korosztály utánpótlásának hektikussága és az állategészségügyi rizikó faktorok jelenléte még bőven ellátja feladattal mind a kutatókat, mind a termelőket. Ugyanakkor jövőbe mutató kezdeményezés a Georgikon Halkutatási Központ által kezdeményezett, modern genetikai eljárásokkal támogatott harcsaszelekciós program, melynek segítségével, reményeink szerint együtt tud fejlődni és javulni a hal és a nevelési technológia is.

10. Összefoglalás

Az európai szürkeharcsa (*Silurus glanis* L.) ipar hazai fellendítését segítő kutatás-fejlesztési erőfeszítések nélkülözhetetlenek a termelők számára. Egyre több gazdálkodó lát fantáziát az intenzív ragadozóhal termelésben, mely bizonyosan az ágazat versenyképességét növeli. A harcsa kiváló választás a monokultúrás, tápetetéses technológiához, így a hazai termelési volumen jelentősen növelhető. A kombinált technológiák térnyerése, így a környezeti aspektusok szem előtt tartása a jövőben megkerülhetetlen lesz. Egy korai életszakaszban zártan, intenzíven, majd később további intenzív, vagy extenzív módon folytatódó nevelési technológia használatával, a termelési és környezeti faktorok is hatékonyabban segíthetik a termelést. A kis tavi, magas egyedsűrűség mellett folytatott nevelés technológiai szennyvize, egy fejlett módszernél, ma már nem számít hulladéknak. A különböző mértékben hasznosuló tápanyagok távozása az elfolyó vízzel, majd reciklizációja, tovább növelhetik a halhozamot és a gazdaságosságot.

Munkám során az intenzív haltenyésztés környezeti aspektusait vizsgáltam, a termelési paraméterek függvényében.

Laboratóriumi körülmények között meghatároztam a precíziós harcsatermelés melléktermékeként vízben megjelenő, elsődlegesen környezetterhelő szervetlen nitrogénformák (NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N) mennyiségét és dinamikáját. A 72 órás vizsgálat során alkalmazott, eltérő fehérje tartalmú haltápok különböző mértékben terhelték nitrogénformákkal a halak környezetét. Ammónium-nitrogén koncentráció esetében a közepes fehérje tartalmú (deklarált 40%) táp etetése során kibocsátott N mennyisége tért el szignifikánsan ($p<0,05$), a kontrollhoz képest. Nitrit-nitrogén mennyiség tekintetében mindhárom (deklarált 33-40-49%) kísérletbe vont táp szignifikánsan különbözött egymástól és a kontrolltól ($p<0,05$). A nitrát-nitrogén tekintetében a 33%-os és a 40%-os tápok szignifikáns eltérést eredményeztek a kontrollhoz képest ($p<0,05$).

Kontrollált körülmények között vizsgáltam a harcsaürülékben deponált szerves nitrogén feltáródási dinamikáját is, mely jelentős további, közvetett vízszennyező komponens. A szerves anyagban tárolt nitrogén transzformációs folyamatainak megértéséhez természetes tavi üledéket használtam. Az üledékek eltérő diverzitású baktérium közösségei, tavi precíziós technológia alkalmazásakor is kulcsfontosságú környezeti tényezőkként hatnak.

Valós gazdálkodási körülmények között, a laboratóriumi tapasztalatokat is felhasználva, további ismereteket szereztem a vízminőség-változásról és a termelési technológia környezetre gyakorolt hatásáról.

Eltérő módszerekkel vizsgáltam, az egyes vízminőség-jelző paramétereknek, illetve paraméterpároknak az alkalmazott haltermelési technológiától függő, időbeli változását.

Az időjárás által szabályozott vízhőmérséklet és a befolyó vízzel érkező fizikai/kémiai értékek, elsőszámú vízminőség meghatározó faktoroknak számítanak.

Az összes foszfor és összes nitrogén dinamikus változásának szoros kapcsolatai a halnevelő terekben, bizonyosan technológiai hatásra következnek be. Ellenben, a hőmérséklet, a vezetőképesség, és az azonos napi időpontban mért pH értékek nagy valószínűséggel nem módosíthatóak a tápetetéses halnevelési technológiával, így azok a külső környezeti körülményekhez igazodnak.

A nevelő tavak időszakos karbantartásával, a befolyó víz paramétereinek monitorozásával és fajspecifikus tápok kontrollált etetésével a halnevelési technológia környezeti terhelése csökkenthető.

11. Irodalomjegyzék

Alabaster, J. S. (1982) A survey of fish-farm effluents in some EIFAC countries. EIFAC Technical Paper 41. FAO, Rome, 5-19. p.

Agrárgazdasági Kutató Intézet - Statisztikai Jelentések (2017) Lehalászás jelentés (gazdálkodási forma szerint), 2016.év, XXII. évf., szerző: Kiss Gabriella.

Aguado, D., Montoya, T., Ferrer, J. och Seco A. (2006) Relating ions concentration variations to conductivity variations in a sequencing batch reactor operated for enhanced biological phosphorus removal. Env. Mod. & Software 21 (6): 845-851.

Amirkolaie, A. K. (2011) Reduction in the environmental impact of waste discharged by fish farms through feed and feeding. Aquaculture, Volume3, Issue1, Pages 19-26.

Anderson, R. L. (1963) The use of factor analysis in the statistical analysis of multiple time series - Psychometrika Vol. 28. p.1-25.

APHA (1998) Standard methods for the examination of water and waste water. American Public Health Association, Washington D.C.

Avnimelech, Y. (2006) Bio-filters: The need for a new comprehensive approach. Aquacultural Engineering, 34: 172-178.

Avnimelech, Y., Kochva, M., Diab, S. (1994) Development of controlled intensive aquaculture systems with a limited water exchange and adjusted carbon to nitrogen ratio. Bamidgeh. 46. 3. 119-131. p.

Avnimelech, Y., Mozes, N., Diab, S., Kochba, M. (1995) Rates of organic carbon and nitrogen degradation in intensive fish ponds. Aquaculture, 134: 211-216.

Bagarinao, T., Vetter, R. D. (1989) Sulfide tolerance and detoxification in shallow-water marine fishes. Mar. Biol., 103, pp. 291-302.

Balogh B. (2011) Keresztkorreláció vizsgálata statisztikai teszttel. Szakdolgozat, ELTE TTK, Budapest, p:10-12.

Barroso, F. G., Haro, C., Sánces-Muros, M-H., Venegas, E., Martínez-Sánchez, A., Pérez-Bañón, C. (2014) The potential of various insect species for use as food for fish. Aquaculture, Volumes 422–423, 20 February 2014, Pages 193-201.

Bánkövi, Gy., Veliczky, J., Ziermann, M. (1992) Dinamikus Faktor Analízis - Marx Károly Közgazdasági Egyetem, Budapest, p.81.

Belghita, I., Lilanda, N. S., Waagbøa, R., Biancarosaa, I., Pelusioc, N., Lid, Y., Krogdahld, A., Locka, E. J. (2018) Potential of insect-based diets for Atlantic salmon (*Salmo salar*). Aquaculture, 491: 72–81.

Belghita, I., Lilanda, N. S., Gjesdala, P., Biancarosaa, I., Menchettia, E., Lic, Y., Waagbøa, R., Krogdahld, A., Locka, E. J. (2018) Black soldier fly larvae meal can replace fish meal in diets of sea-water phase Atlantic salmon (*Salmo salar*, Aquaculture, online 12. December, 2018. In Press, corrected proof.

Boyd, C. E. (1990) Water Quality in Ponds for Aquaculture. Birmingham Publishing Company, Birmingham, AL, 482. p.

Brune, D.E., Scwartz, G., Eversole, A.G., Collier, J.A., Schwedler, T.E. (2003) Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems. Aquacultural Engineering, 28: 65-86.

Carlson, R. E. (1977) A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography. 22:2 361-369.

Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Hodgson, J. R. (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience. 35. 634-639. p.

Capodaglio, G. A., Hlavínek, P., Raboni, M. (2015) Physico-chemical technologies for nitrogen removal from wastewaters: a review. Rev. Ambient. Água vol. 10 no.3., Taubaté July/Sept. 2015.

Colt, J., Armstrong, D. (1981) Nitrogen toxicity to fish, crustaceans and molluscs. In: Proceedings of Bio-engineering Symposium for Fish Culture. Eds. Allen, L. J., Kinney, E. C., American Fisheries Society, Bethesda, MD, 34-47. p.

Cvancara, A. M. (1989) At the Water's Edge. Nature Study in Lakes, Streams, and Ponds. John Wiley & Sons, New York. 232 pp.

Csizmarik G. (2011) Természetes vizek kémiai tulajdonságai. 5. fejezet in: Hidrobiológia, Szent István Egyetem, Digitális Tankönyvtár, tankonyvtar.hu.

Csorbai B., Péteri A., Urbányi B. (szerk.) (2015) Intenzív haltenyésztés. Gödöllő. Kiadja a Szent István Egyetem megbízásából a Vármédia-Print Kft, 248 pp. ISBN: 978-963-269-495-5.

Csörgits G., Gábor J., Udvari Zs. (2016) Magyarország természetes vizeinek hasznosítása 2015-ben. Halászat, 109.évf., 4.szám (tél).

Csörgits G., Udvari Zs. (2017) Magyarország természetes vizeinek hasznosítása 2016-ban. Halászat, 110.évf., 4.szám (tél).

Darley, W. M. (1982) Algal biology: A physiological Approach. Basis Microbiology. Vol. 9. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 168. p.

Demeter K. (2016) Egynyaras harcsa nevelése Dalmandon. Halászat, 109.évf., 4.szám (tél):7.

Dévai Gy., Dévai I., Felföldy L., Wittner I. (1992) Vízminőség és ökológiai vízminősítés. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung., 4. pp: 1-240.
Dodds, W. K., Whiles, M. R. (2010) Freshwater Ecology. Concepts & Environmental Applications of Limnology. Elsevier, p. 357-360.

Dodds, W. K., Welch, E. B., (2000): Establishing nutrient criteria in streams. J. North Am. Benthol. Soc., 19: 186–196.

Donászy E. (1958) Szennyvíz-halastó. Halászat. 5. 1. 2. p.

Donászy E. (1965) A halastavas szennyvíztisztítás elvi kérdései. Hidrológiai Közlöny. 4. 173-178. p.

El-Gohary, F., El-Hawarry, S., Badr, S., Rashed, Y. (1995) Wastewater treatment and reuse for aquaculture. Water Science and Technology. 32. 11. 127-136. p.

Erős P. (1960) A tógazdasági többlettermelés útjai (3. trágyázás). Halászat. 7. 12. p. 223.

FAO (2016) The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. 200 pp., ISBN 978-92-5-109185-2.

Felföldy L. (1981) A vizek környezettana. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 290 p.

Fischer, D. J. (1973) Geochemistry of minerals containing phosphorus. In Griffith és mtsai, (szerk.). Environmental phosphorus handbook: 141-152, John Wiley & Son, Inc., New York.

Fürész Gy., Dudás T., Zellei Á. (2006) A halgazdálkodás gyakorlata. Magyar Országos Horgász Szövetség, 136 pp. ISBN: 963-060-476-0.

Gábor J., Kiss G., B. Lukácsik M., Udvari Zs. (2017) Magyarország tógazdasági és intenzív üzemi haltermelése 2016-ban. Halászat, 110.évf., 3.szám (ősz).

Gábor J., Kiss G., B. Lukácsik M., Udvari Zs. (2018) Magyarország tógazdasági és intenzív üzemi haltermelése 2017-ben. Halászat, 111.évf., 3.szám (ősz).

Gächter, R., J. S. Meyer, A. Mares (1988) Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. Limn. Ocean. 33: 1542-1558.

Gál D. (2006): Környezetbarát, kombinált tavi haltermelő rendszerek fejlesztése. Doktori értekezés. Debreceni Egyetem, 149 pp.

Gál, D., Kerepeczki, É., Kosáros, T., Hegedűs, R., Pekár, F., Váradi, L. (2009) Water treatment of intensive aquaculture systems through wetlands and extensive fish ponds. In: SustainAqua – Integrated approach for a sustainable and healthy freshwater aquaculture, 25-42.

Gál D., Kerepeczki É., Szabó P., Pekár F. (2011) A tógazdasági haltermelés tápanyagforgalmi elemzése és az elfolyóvíz kibocsátás környezeti hatásainak felmérése. Halászat. 104(2):57-64.

Gál, D., Pekár, F., Kerepeczki, É. (2016) A survey on the environmental impact of pond aquaculture in Hungary. Aquaculture International. DOI: 10.1007/s10499-016-0034-9

Gál, D., Pekár, F., Kerepeczki, É. and Váradi, L., (2007) Experiments on the operation of a combined aquaculture-algae system. Aquacult. Int., 15: 173-180.

Gál, D., Pekár, F., Kosáros, T., Kerepeczki, É. (2013) Potential of nutrient reutilisation in combined intensive-extensive pond systems. Aquaculture International 21:(4) pp. 927-937.

Gross, A., Boyd, C. E., Wood, C. W. (1999) Ammonia volatilization from freshwater fish pond. Journal of Environmental Quality. 28. 793-797. p.

Gross, A., Boyd, C. E., Wood, C. W. (2000) Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds, Aquacultural Engineering, 24: 1-14.

Gowen, R. J., Rosenthal, H., Makinen, T., Ezzi, I. (1990) Environmental impact of aquaculture. In: Aquaculture Europe '89 - Business joins Sciences. N. de Pauw, Billard R. (eds.). European Aquaculture Society, special publication No. 12. Breden, Belgium.

Guerin-Ancey, O. (1976) Etude expérimentale de l'excrétion azotée du bar (*Dicentrarchus labrax)* en cours de croissance. I. Effects de la température et du poids de corps sur l'excrétion d'ammoniac et d'urée. Aquaculture, 9: 71-80.

Hagopian, D.S., Riley, J.G., (1998) A closer look at the bacteria of nitrification. Aquacultural Engineering, 18: 223–244.

Hancz Cs. szerk. (2007) Haltenyésztés, Kaposvári Egyetem, Állattudományi Kar, 262 pp.

Hancz Cs. (2011) Haltakarmányozás. Kaposvári Egyetem. Oktatási segédlet az Állattenyésztő mérnöki, valamint a Takarmányozási és takarmánybiztonsági mérnöki (MSc) mesterszak hallgatói számára, p:2-3.

Haraszty Á. (szerk.) (2004) Növényszervezettan és növényélettan. Nemzeti Tankönyvkiadó Zrt., Budapest, p: 498.

Hargreaves, J. A. (1998): Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. Aquaculture, 166. 181-212.

Harka Á., Sallai Z. (2004) Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 pp. ISBN: 963-864-753-1., HU-ISSN: 1419-7715.

Hatvani, I. G., Kovács, J., Kovácsné Székely, I., Jakusch, P. & Korponai, J. (2011). Analysis of long term water quality changes in the Kis-Balaton Water Protection System with time series-, cluster analysis and Wilks' lambda distribution. Ecol. Eng.,Vol. 37, No.4, pp. 629-635, ISSN 0925-8574

Hatvani, I. G., Kovács, J., Márkus, L., Clement, A., Hoffmann, R., Korponai, J. (2015) Assessing the relationship of background factors governing the water quality of an agricultural watershed with changes in catchment property (W-Hungary), Journal of Hydrology 521: pp. 460-469.

Havasi M. (2014) A harcsa (*Silurus glanis*) növényi fehérje alapú takarmányozásának megalapozása intenzív rendszerben. Doktori PhD értekezés. Keszthely, 113 pp.

Havasi, M., S. Kumar, Z. Nagy, P. László, G. Beliczky, M. Bercsényi, D. Gál. (2015) Effect of total fish meal replacement with vegetal protein alone or combined with rendered animal protein on growth performance and tissue composition of European catfish (*Silurus glanis* L.). Israeli Journal of Aquaculture-Bamidgeh 67 (IJA_67.2015.1236)

Havel, J. E. (2009) Cladocera. In: Encyclopedia of Inland Waters, (ed.) Gene E. Likens, Amsterdam, Boston, Elsevier, pp. 611-622.

Henze, M., Harremoes, P., Jensen, J., Arvin, E. (2002) Wastewater teratment, biological and chemical process. Third edition. Springer Verlag, Berlin, Germany. 430. p.

Hibbing, M. E., Fuqua, C., Parsek, M. R., Peterson, S. B. (2010) Bacterial competition: surviving and thriving in the microbial jungle. Nat. Rev. Microbiol. 2010 Jan. 8(1): 15–25.

Holcik, J. (ed.) (1989) The Freshwater Fishes of Europe. Vol.1., Part II. Wiesbaden: Aula-Verlag., 447pp., ISBN: 3-89104-413-3

Holmes, E., Ward, E.; Scheuerell, M. (2014) Analysis of multivariate time-series using the MARSS package. NOAA Fisheries, Northwest Fisheries Science Center 2725.

Horváth L. (szerk.) (2000) Halbiológia és haltenyésztés. Második kiadás. Mezőgazda Kiadó, Reálszisztéma Dabasi Nyomda Zrt., 440 pp. ISBN: 978-963-286-483-9.

Horváth L., Urbányi B., Horváth Á. (szerk.) (2011) A harcsa (*Silurus glanis*) biológiája és tenyésztése. Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő, 156 pp. ISBN: 978-963-269-266-1.

Horváth L., Tamás G. (2011) Halivadék-nevelés. Haszonhalaink szaporítása és ivadéknevelése (második, átdolgozott kiadás). Szent István Egyetem, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő, 120 pp. ISBN: 963-231-062-4.

Horváth Z. (2016) Tavi egynyaras süllő intenzív rendszerbe történő beszoktatásához szükséges technológiai elemek vizsgálata. Doktori PhD értekezés. Keszthely, 124 pp.

Ip, Y. K., Chew, S. F., Randall, D. J. (2001) Ammonia toxicity, tolerance, and excretion. Fish Physiology, Volume 20, 2001, Pages 109-148.

Istvánovics, V., Osztoics, A., Honti, M. (2004) Dynamics and ecological significance of daily internal load of phosphorus in shallow Lake Balaton, Hungary. Freshwater Biology 49: 232-252.

Jámborné Dankó K., Bardócz T. (2012) Magyarország tógazdasági és intenzív üzemi haltermelése 2011-ben. Halászat 2012/2:3-6.

Janurik E. (1985) Mintavétel. In: Sekély tavak nitrogénforgalmának mérési módszerei. A halhústermelés fejlesztése 12. Szerk:, Oláh J., Janurik E., Haltenyésztési Kutató Intézet, Szarvas. 31-42. p.

Jimenez-Montealegre, R. A. (2001) Nitrogen transformation and fluxes in fish ponds: a modelling approach. Wageningen University, The Neederland, 182. p.

Jobling, M. (1981) Some effects of temperature, feeding and body weight on nitrogenous excretion in young plaice, *Pleuronectes plattesa* L., Fish. Biol., 18: 87-96.

Kalff, J. (2002) Limnology. Inlad Water Ecosystems. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, pp. 592.

Kawahara, N., Shigematsu, K., Miyadai, T., Kondo, R. (2009) Comparison of bacterial communities in fish farm sediments along an organic enrichment gradient. Aquaculture 287, 107–113.

Kehl D., Sipos B. (2009) A telítődési, a logisztikus és az életgörbe alakú trendfüggvények becslése Excel parancsfile segítségével. Statisztikai Szemle, 87. évf., 4. szám.

Kerepeczki, É., Gál, D., Szabó, P., Pekár, F. (2003) Preliminary investigations on the nutrient removal efficiency of a wetland-type ecosystem. Hydrobiologia 506-509: 665-670

Kerepeczki É., Gyalog G., Halasi-Kovács B., Gál D. és Pekár F. (2010) Extenzív halastavak ökológiai értékei és funkciói. Halászatfejlesztés 33: 47-54.

Kerepeczki, É., Pekár, F. (2005) Nitrogen dynamics in an integrated pond-wetland ecosystem. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29: 877-879.

Keresztessy K., Beliczky G., Bercsényi M. (2015) Halfaunisztika jegyzet és E-tananyag, előadássorozat. Pannon Egyetem, Kaposvári Egyetem, Szegedi Gabonakutató Nonprofit Kft. ISBN 978-963-9639-75-1. http://e-learning.georgikon.hu/course/category.php?id=181

Kestemont, P. (1995) Different systems of carp production and their impacts on the environment. Aquaculture, 129: 347-372.

Kiss I., Horváth L. (1978) Kísérletek harcsa kistavi környezetben történő előnevelésére. Halászat 1978/6:167-171.

Kiss K. T. (1998) Bevezetés az algológiába. Budapest, Elte Eötvös Kiadó, pp.17-236.

Kiss K. M., Deák Cs., Borics G., Lakatos Gy. (2004) A vízi növényzet és élőbevonat a halastó-wetland rendszerben. In: Intenzív haltermelő telepek elfolyóvizének kezelése halastavak és létesített vizes élőhelyek alkalmazásával. Szerk: Kerepeczki É., Konferencia kiadvány, HAKI, Szarvas. 33-41. p.

Kiss G. (2018) Statisztikai jelentések. Lehalászás jelentés, 2017. év. XXIII. évfolyam, Agrárgazdasági Kutató Intézet, Budapest, p. 14.

Knösche, R., Schreckenbach, K., Pfeifer, M., Weissenbach, H. (2000) Balances of phosphorus and nitrogen in carp ponds. Fisheries Management and Ecology. 7. 15-22. p.

Kołwzan, B., Adamiak, W., Grabas, K., Pawełczyk, A. (2006) Introduction to environmental microbiology. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej. ISBN: 83-7085-880-5.

Kottelat, M., Freyhof, J. (2007) Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. Imprimerie du Démocrate SA, Delémont, Switzerland, pp: 340-341.

Kovács Gy., Wéber Cs., Bogár K., Fazekas Gy., Beliczky G., Havasi M. (2018) Háromfázisú szürkeharcsa (*Silurus glanis*) nevelés recirkulációs rendszerben? Halászat, 111. évfolyam, 3. szám (ősz), pp. 98-102.

Kovács, J., Márkus, L., Halupka, G. (2004) Dynamic factor analysis for quantifying aquifer vulnerability. Acta Geol. Hung. Vol. 47/1, p. 1-17.

Kovács, J., Márkus, L., Szalai, J., Barcza, M., Bernáth, Gy., Kovácsné Székely, I., Halupka, G. (2012) Exploring Potentially Hazardous Areas for Water Quality Using Dynamic Factor Analysis, In: Kostas Voudouris, Dimitra Voutsa (szerk.) Water Quality Monitoring and Assessment. Rijeka: InTech Op. Acc. Publisher, pp. 228-256. (ISBN:978-953-51-0486-5)

Kovács, J., Márkus, L., Szalai, J., Kovácsné Székely, I. (2015) Detection and evaluation of changes induced by the diversion of River Danube in the territorial appearance of latent effects governing shallow-groundwater fluctuations, Journal of Hydrology, 520: pp. 314-325.

Kovács J., Bíró L., Márkus L. (2005) Dinamikus faktoranalízis alkalmazása a Dunántúli-Középhegység karsztvízszint idősoraira. Karsztfejlődés X., Szombathely, pp. 35-48.

Kovács J. (szerk.) (2015) Föld -és Környezettudományi Számítások I. ELTE-TTK, Budapest, 2015, pp. 52-53. ISBN: 978-963-284-676-7

Körmendi S. (1984) A hígtrágya stabilizációs- és halastavakban történő tisztítása modellkísérletekben. XXVI. Hidrobiológus Napok, Budapest, 29-30. p.

Krasznai, Z., Kovács, Gy., Oláh, J. (1980) Technological basis of the intensive sheatfish (Silurus glanis L.) culture. Aquacultura Hungarica II.: 147-153.

Krom, M. D., Porter, C., Gordin, H. (1985) Causes of fish mortalities in semi-intensively operated seawater ponds in Eilat, Israel. Aquaculture, 49: 159-177.

Lampert, W., Sommer, U. (2007) Limnoecology. (2nd edition) Oxford University Press, p. 324.

Lakatos, Gy. (1998) Constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. In: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. 191-206. p.

Leibovich, S. (1980) "On wave-current interactions theories of Langmuir circulations". Journal of Fluid Mechanics, 99: 715–724.

Liang, Y., Cheung, R. Y. H., Everitt, S., Wong, M. H. (1998) Reclamation of wastewater for polyculture of fish: wastewater treatment in ponds. Water Research 32. 1864-1880. p.

Lin, C. K., Tansakul, V., Apihapath, C. (1988) Biological nitrogen fixation as a source of nitrogen input in fishponds. In: The Second International Symposium of Tilapia in Aquaculture. ICLARM Conference Proceedings 15. Department of Fisheries, Bankok, Thailand, and International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, 53-58. p.

Linhart, O., Gela, D., Rodina, M., Kocour, M. (2004) Optimization of artificial propagation in European catfish, *Silurus glanis* L. Aquaculture 235: 619-632.

Linhart, O., Štěch, L., Švarc, J., Rodina, M., Audebert, J. P., Grecu, J., Billard, R. (2002) The culture of the European catfish, *Silurus glanis*, in the Czech Republic and in France. Aquat. Living. Resour. 15:139-144.

Magyar N. (2017) Felszíni és felszín alatti vizek vizsgálata a Fertő környezetében többváltozós adatelemző módszerek bevonásával. Doktori értekezés, ELTE, Budapest, p. 33.

Mádlné Szőnyi J. (szerk.) (2013) Hidrogeológia. Írta Mádlné Dr. Szőnyi Judit, Dr. Czauner Brigitta, Dr. Simon Szilvia, Dr. Erőss Anita, Zsemle Ferenc, Pulay Eszter és Havril Tímea. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest. pp. 139-140, 146.

Márialigeti K. (szerk.) (2013) Bevezetés a prokarioták világába. 9.2. A nitrogén körforgalma (Borsodi Andrea). Készült a TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1-2011-0073 számú, „E-learning természettudományos tartalomfejlesztés az ELTE TTK-n" című projekt keretében.

Márkus, L., Berke, O., Kovács, J., Urfer, W. (1999) Spatial Prediction of the Intensity of Latent Effects Governing Hydrogeological Phenomena, Environmetrics, 10:(5) pp. 633-654.

Mason, O. U., Scott, N. M., Gonzalez, A., Robbins-Pianka, A., Baelum, J., Kimbrel, J., Bouskill, N. J., Prestat, E., Borglin, S., Joyner, D. C., Fortney, J. L., Jurelevicius, D., Stringfellow, W. T., Alvarez-Cohen, L., Hazen, T. C., Knight, R., Gilbert, J. A., Jansson, J. K. (2014) Metagenomics reveals sediment microbial community response to Deepwater Horizon oil spill. The ISME Journal volume 8, pages 1464–1475.

Maucha R. (1947): Újabb szempontok a vizek termőképességének megállapítására. Magyar Kémikusok Lapja. 2. 293-354. p.

Maurer, M., Gujer, W. (1995) Monitoring of microbial phosphorus release in batch experiments using electric conductivity. Wat. Res. 29 (11) 2613-2617.

McCarthy, J. J. (1981) The kinetics of nutrient utilization. In: Physiological bases of phytoplankto ecology. Ed. PLATT, T. J., Can. Fish. Res. Board Bull, Ottawa, Canada, 211-233. p.

McDonald, M. D., Gilmour, K. M., Walsh, P. J. (2012) New insights into the mechanisms controlling urea excretion in fish gills. Review article. Resp. Phy. and Neurob., Vol. 184, Issue 3., pp. 241-248.

Meijer, L. E., Avnimelech, Y. (1999) On the use of micro-electrodes in fish pond sediments. Aquacultural Engineering, Volume 21, Issue 2, December 1999, Pages 71-83.

Melack, J. M. (1976) Primary productivity and related fish yields in intensively manured fish ponds. Aquaculture. 17. 335-344. p.

Meriac, A. (2014) Diatary carbohydrates and denitrification in recirculating aquaculture systems. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL, p. 129.

Mézes M. (2004) Halélettan. Szent István Egyetem, Mezőgazdaság-és Környezettudományi Kar, Takarmányozástani Tanszék. Előadás (elektronikus). Elérhető: slideplayer.hu

Mires, D. (1995): Aquaculture and the aquatic environment: Mutual impact and preventive management. Bamidgeh, 47: 163-172.

Molnár K. (2003) Halbetegségek. Magyar Országos Horgász Szövetség. Danár Nyomda Kft, 95 pp. ISBN: 963-206-862-9.

Müller F., Müller T. (1993) Harcsa (*Silurus glanis* L.) termelése családi farmgazdaságokban. Halászat 1993/3: 110-113.

Nagy, Z, Gál, D., Havasi, M., Hancz, Cs. (2015) Comparative study of two different intensive pond rearing technologies of European catfish (*Silurus glanis*). Aquaculture Europe 2015, Rotterdam, Netherlands. Book of abstracts.
https://www.was.org/easonline/AbstractDetail.aspx?i=4219

Németh J. (1998) A biológiai vízminősítés módszerei. Vízi természet és környezetvédelem, 7. kötet, KGI, 303 pp.

Nemzeti Akvakultúra Stratégiai Terv (2015) A Magyar Halászati Operatív Programok kötelező kísérő dokumentuma, 2015. május, 4.1 programíró verzió. Internet 4.

Norušis, M. J. (1993) SPSS for Windows Professional Statistics Release 6.0. SPSS Inc. p. 385. ISBN 0-13-178831-0, USA

Oláh J. (1992) A tógazdasági haltenyésztés környezetjavító hatása. Halászat. 85. 4. 158-160. p.

Oláh J., M.. I. El Samra, M. A. Abdel Moneim, Tóth L., Vörös L. (1981) Nitrogénkötés halhústermelő agroekoszisztémákban. Balaton, víztározó, halastavak. A halhústermelés fejlesztése, Haltenyésztési Kutató Intézet, Szarvas, Vol. 10.

Oláh, J., Pekár, F. (1995) Transfer of energy and nitrogen in fish farming integrated ecosystems. In: The management of integrated freshwater agro-piscicultural ecosystems in tropical areas. Technical Centre for Agricultural and Rural Co-operation, Royal Academy of Overseas Sciences, Brusseles, Belgium, 187-201. p.

Oláh J., Pekár, F., Szabó, P. (1994) Nitrogen cycling and retention in fish-cum-livestock ponds. Journal of Applied Ichthyology. 10. 342-348. p.

Olsen, Y., Varum, K. M., Jensen, A. (1986) Some characteristics of the carbon compounds released by *Daphnia*. J. Plankton Res. 8: 505-515.

Ördög V., Hancz Cs., Bercsényi M., Szathmári L., Havasi M. (2011) Haltenyésztés. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Pannon Egyetem, Kaposvári Egyetem, Digitális Tankönyvtár, e-tananyag, tankonyvtar.hu.

Ördögh V., Máté F. (2002) Algateszt a foszfor felvehetőségének a vizsgálatára. Agrokémia és Talajtan, 51(2002)3–4: 465–478.

Padisák, J. (2003) Phytoplankton. In O'Sullivan, P. E. & Reynolds, C. S. (eds.) The Lakes Handbook1. Limnology and Limnetic Ecology: 251-308. Blackwell Science Ltd. Oxford.

Padisák J. (2005) Általános limnológia. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 310 pp.

Padisák, J., Scheffler, W., Sípos, C., Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L. (2003) Spatial and temporal pattern of development and decline of the spring diatom populations in Lake Stechlin in 1999. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. in Limnol. 58: 135-155

Pálfia Zs. (szerk.) (2013) A sejtbiológia alapjai. Készült a TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1-2011-0073 számú, „E-learning természettudományos tartalomfejlesztés az ELTE TTK-n" című projekt keretében.

Pandian, T. J. (1976) Mechanism of heterophy. In: O. Kinne (ed.), Marine Ecology, Vol. II., John Wiley, NY, pp. 179-201.

Pantle, R., Buck, H. (1955) Die biologische Uberwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse, Gas-und wasserfach. 1955, Vol. 96: 18, pp. 604-618.

Papp K., Fürész Gy. (2003) Vízminőség, vízvizsgálatok. Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest, 104 pp.

Péteri A., Janurik E., Kepenyes J. (2013) A recirkulációs rendszerekben történő üzemi halnevelés biológiai és technikai háttere, valamint kelet-európai alkalmazásának lehetőségei. Magyar Akvakultúra Szövetség. Körös Grafika Kft., Békéscsaba, 56 pp.

Péteri A., Ruttkai A., Horváth L. (1983) Anyaharcsák felnevelése polikultúrában. Halászat 1983/4: 100-102.

Pintér K. (2002) Magyarország halai. Második, átdolgozott kiadás. Akadámiai Kiadó Rt., Budapest, 222 pp. ISBN: 963-05-7831-X.

Piper, A. M. (1953) A Graphic Procedure in the Geochemical Interpretation of Water Analysis. U.S. Dept. of the Interior, Geological Survey, Water Resources Division, Ground Water Branch.

Porter, C. B., Krom, M. D., Robbins, M. G., Brickell, L., Davidson, A. (1987) Ammonia extration and total N budget for gilthead seabream (*Spaurus aurata*) and its effect on water quality conditions. Aquaculture. 66. 287-297. p.

Ram, N. M., Zur, O., Avnimelech, Y. (1982) Microbial changes occurring at the sediment-water interface in an intensively stocked and fed fish pond. Aquaculture, Volume 27, Issue 1, February 1982, Pages 63-72.

Redfield, A. C., Ketchumn, B. H., Richards, B. A. (1963) The influence of organisms on the chemical composition of water. In: Hill, M. N. (szerk.) The Sea: Ideas and Observations on Progress in Study the Seas, Vol. II: The Composition of Seawater, Comparative and Descriptive Oceanography: 26-77, Interscience, New York.

Reiczigel J., Harnos A., Solymosi N. (2007) Biostatisztika nem statisztikusoknak. 2. kiadás, Pars Kft., Budapest.

Ritvo, G., Kochba, M., Avnimelech, Y. (2004) The effects of common carp bioturbation on fishpond bottom soil. Aquaculture. 242., 345-356. p.

Ruttkay A. (2005, 2016) Az édesvízi akvakultúra alapjai (és a magyar haltenyésztés sajátosságai). Szerk.: Péteri András, NAIK Halászati Kutatóintézet, Fazekas Nyomda, Szarvas, 145 pp. ISBN: 978-963-7120-38-1.

Sas, H. (1989) Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag Richarz, St. Augustin.

Sebestyén O. (1963) Bevezetés a limnológiába. Akadémiai Kiadó, Budapest, 236 pp.

Schwoerbel, J. (1970) Methods of Hydrobiology. Freshwater biology. Pergamon Press, Oxford, New York, Toronto, 202 pp.

Schwoerbel, J. (1987) Handbook of limnology (series). Ellis Horwood Books in Water and Wastewater Technology. John Wiley & Sons. 228 pp.

Stavn, R. H. (1971) The horizontal-vertical distribution hypothesis: Langmuir circulations and *Daphnia* distributions. Limnol. Oceanogr. 16: 453-466.

Somlyódy L. (szerk.) (2000) A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA, Budapest, p. 402.

SustainAqua - „Integrated approach for a sustainable and healthy freshwater aquaculture" (2009) SustainAqua handbook - A handbook for sustainable aquaculture. Eurofish, 119 pp.

Syrett, P. J. (1981) Nitrogen metabolism of microalge. In: Physiological bases of phytoplankto ecology. Ed. PLATT, T J., Can. Fish. Res. Board Bull, Ottawa, Canada, 182-210. p.

Tahy B. szerk. (1997) Halgazdálkodás II. Gyakorlati kérdések, MOHOSZ, 533 pp.

Talpeş, M., Patriche, N., Tenciu, M., Arsene, F. (2009) Perspectives regarding the developement of intensive rearing technology for *Silurus glanis* species in Romania. Zootehnie şi Biotehnologii 42: 130-135.

Tasnádi R. (1983) Haltakarmányozás, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 308 pp.
Tejada-Martínez, A. E., Akkerman, I., Bazileys, Y. (2011) Large-Eddy simulation of shallow water Langmuir turbulence using isogeometric analysis and the residual-based variational multiscale method. J. Appl. Mech. 79 (1), 010909 (Dec.13, 2011)

Timmons, M.B.; Ebeling, J.M. (2010) Recirculating aquaculture. 2nd edition, Northeastern Regional Aquaculture Center (NRAC) Publication #401-2010, Michigan State University, Lansing. 948 pp.

Torkos K. (2003) Az általános kémia alapjai. Egyetemi jegyzet, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 165 pp.

Torres-Beristain, B., Verdegem, M., Kerepeczki, E., Verreth, J. (2006): Decomposition of high protein aquaculture feed under variable oxic conditions. Water Research, 40: 1341-1350.

Tucker, C. S., Hargreaves, J. A. (eds.) (2008) Environmental best management practices for aquaculture. First edition, Wiley-Blackwell, 592 pp.

Tukey, J. W. (1977) Schematic summeries. In: Exploratory data analysis (ed.) J. W. Tukey, Allison-Wesley, Reading, pp. 27-56.

Ulikowski, D., Szczepkowski, M., Szczepkowska, B. (2003) Preliminary studies of intensive wels catfish (*Silurus glanis* L.) and sturgeon (*Acipenser* sp.) pond cultivation. Archives of Polish Fisheries 11:295-300.

Wetzel, R. G. (2001) Limnology. Lake and river ecosystems. Third edition. Academic press, San Diego, USA, 1006 pp.

Wilhelm S. (1990) Mint hal a vízben - A halak viselkedése. Kriterion Könyvkiadó, Bukarest.

Wohlfarth, G. W., Schreoder, G. L. (1991) Potential benefits of manure in aquaculture: a note qualifying the conclusions from paper on the dominance of algal-based food webs in fish ponds. Aquaculture. 94. 307-308. p.

Vámos R., Szöllözy G. (1974) Oxigénbőségben nincs ammóniaveszély. Halászat, XX. (67.), Vol. 4, p. 124.

Vega, M.; Pardo, R.; Barrado, E.; Debán, L. (1998) Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. - Water Research, doi: 10.1016/S0043-1354(98)00138-9

Woynárovich E. (1956) A széntrágyázás eredménye. Halászat. 3. 3. 52. p.

Woynarovich E. (1959) Létesíthető-e szennyvizes tógazdaság Magyarországon? Halászat. 4. 7. 65. p.

Woynarovich E. (1983) A halastavak „környezetszennyező" hatásáról és a vizsgálati módszerekről. Halászat. 14. 1. 18-19. p.

Woynarovich E. (1991) A halastótrágyázás gyakorlatáról. Halászat. 84. 4. 165-166. p.

Woynarovich E. (2005) Halastavak szerves trágyázása, a szén-trágyázási módszer. Halászat. 98. 2. 3 sz. melléklet. 12. p.

Wrigley, T. J., Toerien, D. F., Gaigher, I. G. (1988) Fish production in small oxidation ponds. Water Research. 22. 10. 1279-1285. p.

Zboray G. (1998) (szerk.) Összehasonlító anatómiai praktikum I. Valódi csontoshalak osztálya. Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest, 286-290. ISBN 963 19 3443 8

Zhang, J., Temme, E. HM., Kesteloot, H. (2000) Fish consumption is inversely associated with male lung cancer mortality in countries with high levels of cigarette smoking or animal fat consumption. International Journal of Epidemiology, 29(4):6 15-21.

Ziermann, M.; Mihaletzky, Gy. (1995) Factor analysis of time series. Sigma Journal of the Society for Economic Modeling 26:77-91.

További hivatkozások:

Internet 1
http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_hungary/en
Internet 2
http://halaszat.kormany.hu/download/f/51/20000/Recent%20trends%20in%20aquaculture%20innovation%20in%20the%20European%20Union.pdf
Internet 3
www.maviz.org
Internet 4
http://halaszat.kormany.hu/download/d/f5/f0000/2015_03_30_NAS_4%201_program%25C3%25ADr%25C3%25B3i%20verzi%25C3%25B3_v%25C3%25A9lem%25C3%25A9nyez%25C3%25A9sre.pdf
Internet 5
https://www.cbi.eu/market-information/fish-seafood/pangasius/europe/

Internet 6
http://www.mainevlmp.org

Internet 7
http://www.ecy.wa.gov

Internet 8
http://www.mddelcc.gouv.qc.ca

Internet 9, 10
http://elte.prompt.hu/sites/default/files/tananyagok/Sejtbiologia

Alkalmazott szabványok:

KOI_k: ISO 15705:2002 (FIA spektrofotometria)

Ammónium-N: MSZ EN ISO 11732:2005 4. fejezet (FIA spektrofotometria)

Nitrit-N: MSZ 1484-13 (FIA spektrofotometria)

Nitrát-N: MSZ EN ISO 13395:1999 (FIA spektrofotometria)

Összes N: MSZ EN ISO 11905-1:2000 (spektrofotometria)

Ortofoszfát-P: MSZ EN ISO 15681-1:2005, C - melléklet (FIA spektrofotometria)

Összes P: MSZ EN 1189:1998, 6. fejezet (spektrofotometria)

Klorofill-a: MSZ ISO 10260:1993 (extrakció és spektrofotometria)

Feopigment: MSZ ISO 10260:1993 (extrakció és spektrofotometria)

Rendeletek:

28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól

10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól

12. Tézispontok

1. Megállapítottam, hogy harcsanevelés során, a deklarált 40%-os nyersfehérje tartalmú táp ammónium-N terhelése, 72h után jelentősen eltért a kontrollétól ($p<0,05$), míg a 33%-os és a 49%-os táp terhelése nem ($p>0,05$). A kontroll csoportban, 72h éheztetést követően, 1,84±0,08kg harcsa biomassza által összesen 0,41±0,07g NH_4^+-N kiválasztás történt.

2. Laboratóriumi harcsanevelés alkalmával kimutattam, hogy a deklarált 33%-os nyersfehérje tartalmú takarmányt fogyasztó csoport környezetében, a visszamért oldott N formák (ammónium-, nitrit-, nitrát-N) 81,9%-át tették ki a bevitt nitrogénnek, míg a 40%-os fehérje tartalmú táp N tartalmának 75%-a jelent meg oldott szervetlen nitrogénként a vízben. A legmagasabb (49%) fehérje tartalmú táp nitrogénjének 71%-a jelent meg a vízben szervetlen oldott nitrogénként.

3. Bizonyítottam, hogy természetes tavi üledék hozzáadását követően az intenzív egynyaras harcsatermelés melléktermékeként keletkező ürülék feltáródása, és a további bakteriális transzformációs folyamatok jelentősen felgyorsíthatóak. A harcsaürülék aerob ammonifikációja 4-5 hét alatt zajlott le, míg hozzáadott tavi üledék hatására ez az intervallum 2-3 hétre módosult ($p<0,05$). Tavi üledék és harcsaürülék kombinációja már a 2. héten maximális nitrit-N koncentráció értéket mutatott, míg a harcsaürülék önmagában csak az 5. héten eredményezte a legmagasabb nitrit-N értéket. Nitrát-N vonatkozásában a 6. héttől szignifikánsnak ($p<0,05$) bizonyult a koncentráció értékek különbsége a harcsaürülék és a harcsaürülék + üledék kombinált kezelésekben.

4. Dinamikus faktoranalízis alkalmazásával megállapítottam, hogy intenzív tavi egynyaras harcsanevelés során, a vízminőségjelző paramétereket leginkább befolyásoló háttértényező nagy valószínűséggel az időjárás (RF1) lehet, mely elsősorban a környezeti vízhőmérsékletre hat. A második, vízminőségre leginkább ható háttértényező (RF2) a befolyókon érkező ammónium-N tartalommal korrelál jelentősen. Az RF3-as faktor legjobban a halnevelő rendszerekben lejátszódó nitrit-N koncentrációk dinamikus változásaira hat, ezáltal egy fontos - a haltenyésztés sikerességét döntően meghatározó - tényezőként kezelendő.

5. Megállapítottam, hogy tavi intenzív, egynyaras harcsanevelés alkalmazásakor kiugróan erős a kapcsolat ($p<0,001$) a TN és a TP lineáris regressziós modellje szerint az összes vizsgált nevelőtó esetében, ugyanakkor a tavakat tápláló vízben egyáltalán nincs összefüggés a két mért paraméter között. Három napon belül, jelentős keresztkorrelációs kapcsolat ($p<0,05$) figyelhető meg a két vizsgált vízminőségjelző tényező között, a kísérleti egységekben. A két paraméter szoros kapcsolatát, továbbá a befolyón érkező koncentráció értékeket is figyelembe véve, a technológiai hatás igazolt.

6. Megállapítottam, hogy a hőmérséklet (12 nap) mellett, a pH (9-12 nap), valamint a vezetőképesség (3 nap) intenzív, tavi harcsatermelési technológia alkalmazásakor jelentős ($p<0,05$), rendszerszintű emlékező képességet mutatnak, a kísérleti egységekben és a befolyó mintákban egyaránt. Adott mintavételi felbontás mellett, mindhárom esetben stabil, technológiai hatással nagy valószínűséggel nem módosítható paramétereket igazoltam.

13. Thesis points

1. I determined the direct environmental load of European catfish farming technology in case of NH_4^+-N using three commercial feeds with different protein levels. The ammonium-N load of feed with 40% crude protein content, but not those with 33% and 49%, differed significantly from the starving control group after 72 hours. During a 72 hour-long period, 1.84±0.08 kg biomass of starving catfish in the control group loaded the model environment with 0.41±0.07 g NH_4^+-N.

2. In case of catfish rearing technology, following the use of feeds with 33%, 40% and 49% crude protein content allowed for the detecion of 81.9%, 75% and 71% inorganic N content in the holding water, respectively. As such, the feed with the lowest protein content added the highest proportion of inorganic N to the environment.

3. I determined that combining the faeces produced by intensively farmed European catfish with natural sediment resulted in faster ammonification rates and accelerated nitrification. In case of ammonification, the reduction was to 2-3 weeks from 4-5 weeks. For nitrite-N values, the peek in the combined system was at the 2nd week, compared to the 5th week for faeces alone. From the 6th week onwards, these values continued to show significant differences.

4. Using dynamic factor analysis (DFA), I determined the most dominant factors which exert major influence on water parameters during intensive pond farming of European catfish. The most important factor (RF1) was the weather, which influenced principally through water temperature, followed by that affecting the ammonium-N content of incoming water (RF2) and a background factor connected to the influences of nitrite-N contents (RF3) of the fish rearing system.

5. For pond-based intensive European catfish farming, my results demonstrated a highly significant linear relationship between total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) in all experimental ponds. However, the relationship of incoming water wasn't shown. Applying cross correlation, I determined a very highly significant connection between TP and TN values detected at the same sampling times. The dependent function of these parameters in intensive European catfish farming technology was thereby verified.

6. Autocorrelation-based analysis revealed that temperature (12 days), pH (9-12 days), and electrical conductivity (3 days) of water had a 'system-level memory' in ponds using intensive European catfish rearing technology. Since these three parameters are significantly independent factors from the technology, so farmers presumably cannot influence their values with rearing catfish.

14. Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki témavezetőmnek, dr. Bercsényi Miklósnak, aki munkásságom hosszú évei alatt nagyon sokat segített e cél elérése érdekében. Nélküle nem beszélhetnénk ma Magyarországon fellendülő harcsaiparról, így mindenekelőtt az alapokat Neki köszönhetem.

Köszönöm társ-témavezetőm, dr. Gál Dénes építő jellegű hozzászólásait, szakmai jellegű megjegyzéseit, illetve a lehetőséget, hogy Ph.D éveim alatt a Halászati Kutatóintézetben is kísérletezhettem.

Kitüntetett köszönet illeti a keszthelyi Georgikon Halkutatási Központ volt és jelenlegi munkatársait, köszönöm dr. Havasi Máté, Merth János, ifj.dr. Horváth Zoltán és Németh Sándor barátaimnak a rengeteg segítséget. Sokat tanultam tőlük, nagyban hozzájárultak e disszertáció elkészüléséhez.

A statisztikai értékelő munkával kapcsolatos „együtt gondolkodást" nagyon köszönöm dr. Kovács Józsefnek és kedves feleségének, dr. Kovácsné dr. Székely Ilonának, valamint dr. Nagy Szabolcs tanszéki kollégámnak.

Sokat segítettek a Georgikon Kar vezetői, valamint az Állattudományi Tanszéken dolgozó kollégák.

Köszönöm a partner intézetek munkatársainak segítségét, támogatását: MTA ATK Állatorvos-tudományi Intézet, NAIK Halászati Kutatóintézet. Hálás vagyok a partner gazdaságoknak, hogy lehetővé tették a gyakorlati körülmények között végzett vizsgálatok létrejöttét (H & H Carpio Kft. - id. Horváth Zoltán és ifj. dr. Horváth Zoltán és családja; Dalmand Zrt. - Demeter Krisztián és Szentgyörgyvölgyi Ákos; Aranyponty Zrt. - Lévai Ferenc, Nagy Gábor és Mosonyi Gábor; Öreglaki Halász Kft.; Friss Hal Kft. - Máté Zoltán és Máté Imre)

Továbbiakban köszönöm kollégáimnak, opponenseimnek, segítőimnek, hogy alapos és kritikus szemmel végezték e dolgozat revízióját.

Hálás szívvel mondok köszönetet Családomnak, létük és kitartó támogatásuk folyamatos motivációt jelentett.

Munkám a GINOP 2.3.2-15-2016-00025 („GOODFISH") és a HOP 3 COLL 1 (ref. szám: 1699279607) projektek keretei között, az Európai Regionális és Fejlesztési Alap, valamint Magyarország Kormánya által biztosított támogatásokból valósulhatott meg.

15. Függelék

1. kép: Ketreces, intenzív harcsanevelő rendszer
az Aranyponty Zrt. rétimajori (Sáregres) telephelyén (forrás: Beliczky)

2. kép: Földmedrű telelőtóban zajló intenzív harcsanevelés
az Aranyponty Zrt. rétimajori (Sáregres) telephelyén (forrás: Beliczky)

3. kép: Fóliamedrű telelőtóban zajló intenzív harcsanevelés a Dalmand Zrt-nél
(forrás: Beliczky)

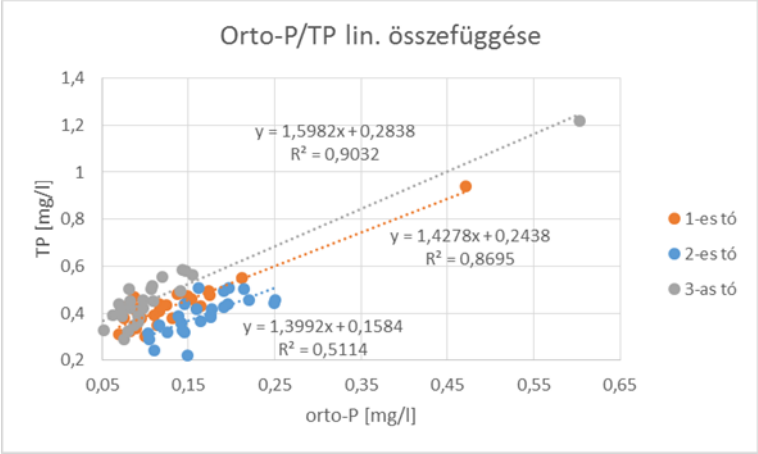
4. kép: Földmedrű telelőtóban zajló intenzív harcsanevelés az Öreglaki Halász Kft-nél (forrás: Beliczky*)*

5. kép: Földmedrű telelőtavakban zajló intenzív harcsanevelés az ócsárdi H & H Carpio Kft. telephelyén (Képen a tápcsatorna és a 4-es, 5-ös, valamint 6-os kísérleti egység látható) (forrás: Beliczky*)*

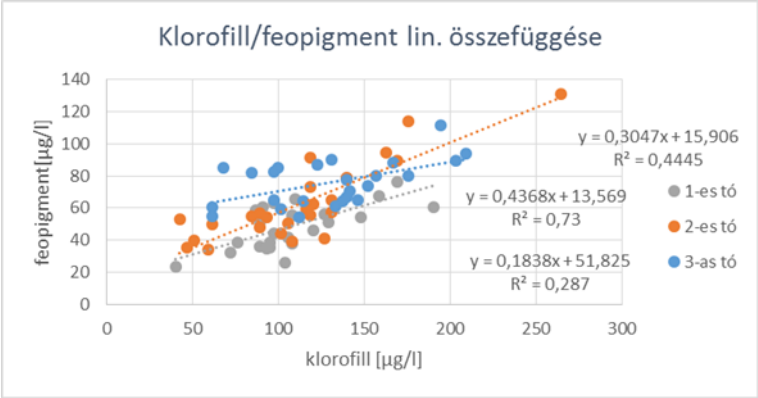
6. kép: A vízminőség-monitorozó kísérletsorozat során nevelt harcsák mintázása Ócsárdon, a H & H Carpio Kft. telephelyén (forrás: Beliczky)

7. táblázat: Hőmérséklet, oldott oxigén konc., pH, NH_4^+-N, NO_2^--N és NO_3^--N mennyiségeken alapuló vízminőségvizsgáló munka (2013) technológiai paraméterei

dalmandi tógazdaság			**öreglaki tógazdaság**		**rétimajori tógazdaság**	paraméterek / változók
1.	2.	3.	4.	5.	6.	kísérleti elnevezés
0,12 (1680m^3)	0,12 (1680m^3)	0,12 (1680m^3)	0,05 (700 m^3)	0,065 (910m^3)	0,2 (2800m^3)	telelő tavak mérete (ha) (1,4m átlag mélység)
teljes fólia	teljes fólia	teljes fólia	körben geotextil, földmedrű	körben geotextil, földmedrű	körben geotextil, földmedrű	telelő tavak kialakítása
monokultúra	monokultúra	monokultúra	monokultúra	monokultúra	polikultúra lapátorrú tokkal	telepítés típusa
5000	9000	13000	42000 (3cm; 0,5g)	36000 (3cm; 0,5g)	30000 (3cm; 0,5g)	telepítési sűrűség kihelyezéskor (db egynyaras harcsa)
2804	7133	10063	1020	1767	7500	eredmény lehalászáskor (db)
25	29,7	34	55	133	120	eredmény lehalászáskor (átlag súly, g)
összességében 1,6 a 3 tóra nézve			5,38 (betegség miatt)	1,2	1,1	takarmány értékesítés (FCR)
Scretting aug. 16-ig, majd szarvasi harcsatáp ~45%nyersf.	Scretting aug. 16-ig, majd szarvasi harcsatáp ~45%nyersf.	Scretting aug. 16-ig, majd szarvasi harcsatáp ~45%nyersf..	Scretting alterna ~45%nyersfeh.	Scretting alterna ~45%nyersfeh.	Scretting alterna ~45%nyersfeh.	takarmány típusa
kézi, napi 3x	kézi, napi 3x	kézi, napi 3x	kézi, napi 2x, tálcás	kézi, napi 2x, tálcás	automata etetés, nappali órákban 12 órán át	takarmány kijuttatása
23 nap	23 nap	23 nap	10 nap	13 nap	39 nap	víz tartózkodási ideje a nevelőtérben (3m^3/h befolyással)
nincs	horizontális (lapátkerek.) 0-24	horizontális (lapátkerek.) 0-24	vertikális (indokolt esetben)	vertikális (indokolt esetben)	vertikális (éjjel 3-reggel 8-ig mindig)	levegőztetés



42. ábra: Kísérleti egységekben mért paraméterpár lineáris (p<0,01) kapcsolatai (o-P/TP, r=0,93; 0,71; 0,95)



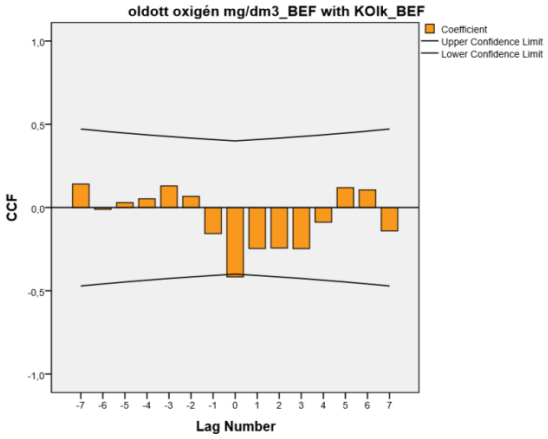
43. ábra: Kísérleti egységekben mért paraméterpár lineáris (p<0,01) kapcsolatai (klorofill/feopigment, r=0,66; 0,85; 0,53)

11. táblázat: Dalmandi kísérleti egységek befolyó (BEF), nevelőtér (NEV) és kifolyó (KIF) mért értékeinek minimum, maximum, átlag és szórás eredményei ammónium-, nitrit- és nitrát-N tekintetében (2013 - In situ tápanyagterhelés vizsgálata intenzív tavi technológia alkalmazásakor c. kísérlet)

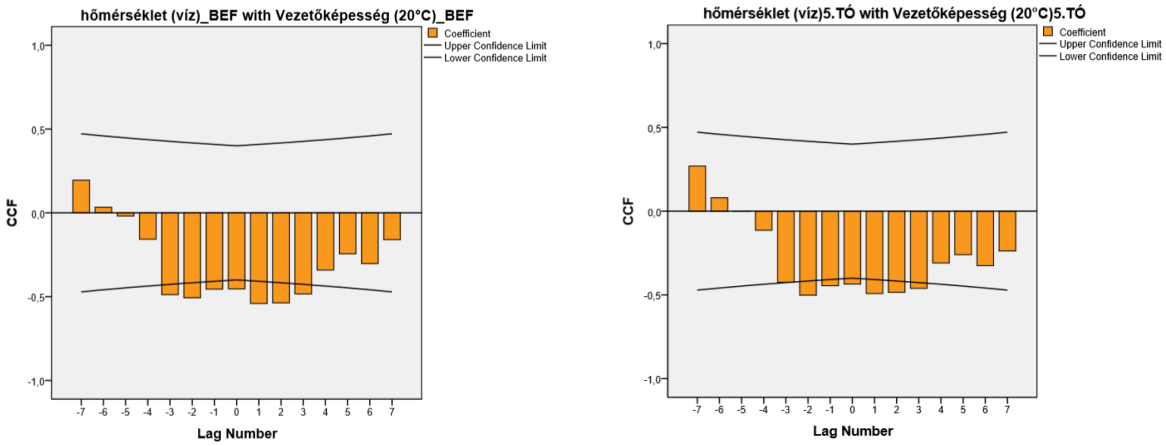
	NH_4^+-N [mg/l]								
	Dalmand - 1			**Dalmand - 2**			**Dalmand - 3**		
	BEF	NEV	KIF	BEF	NEV	KIF	BEF	NEV	KIF
min.	0,185	0,147	0,142	0,185	0,142	0,149	0,185	0,156	0,145
max.	0,711	3,370	3,820	0,711	0,651	0,757	0,711	0,535	0,631
átlag	0,329	1,154	1,255	0,329	0,299	0,302	0,329	0,327	0,350
szórás	0,152	0,908	0,999	0,152	0,170	0,181	0,152	0,122	0,155
	NO_2^--N [mg/l]								
min.	0,041	0,032	0,040	0,041	0,028	0,030	0,041	0,040	0,038
max.	0,130	0,150	0,228	0,130	0,133	0,100	0,130	0,156	0,157
átlag	0,075	0,081	0,098	0,075	0,064	0,056	0,075	0,074	0,070
szórás	0,027	0,042	0,064	0,027	0,032	0,022	0,027	0,043	0,033
	NO_3^--N [mg/l]								
min.	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100
max.	1,177	0,406	0,589	1,177	0,888	0,638	1,177	0,497	0,367
átlag	0,330	0,138	0,173	0,330	0,258	0,201	0,330	0,181	0,155
szórás	0,342	0,084	0,142	0,342	0,280	0,163	0,342	0,142	0,093

12. táblázat: Öreglaki és rétimajori kísérleti egységek befolyó (BEF), nevelőtér (NEV) és kifolyó (KIF) mért értékeinek minimum, maximum, átlag és szórás eredményei ammónium-, nitrit- és nitrát-N tekintetében (2013 - In situ tápanyagterhelés vizsgálata intenzív tavi technológia alkalmazásakor c. kísérlet)

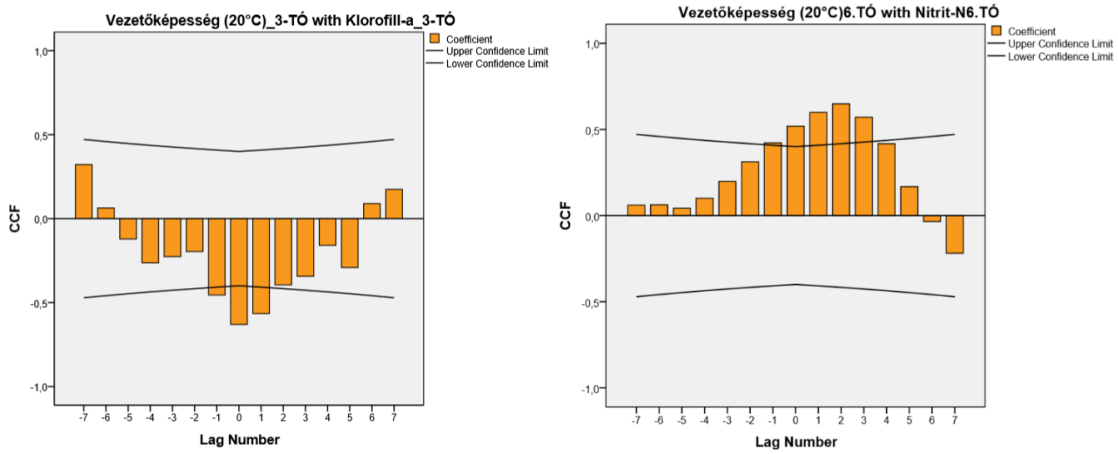
	Öreglak - 4			Öreglak - 5			Rétimajor - 6		
	BEF	NEV	KIF	BEF	NEV	KIF	BEF	NEV	KIF
NH_4^+-N [mg/l]									
min.	0,100	0,125	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100
max.	0,260	0,507	0,442	0,260	0,294	0,632	0,513	1,810	1,900
átlag	0,151	0,303	0,263	0,151	0,134	0,202	0,275	0,710	0,497
szórás	0,051	0,109	0,120	0,051	0,057	0,184	0,111	0,694	0,496
NO_2^--N [mg/l]									
min.	0,020	0,023	0,024	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020
max.	0,067	0,094	0,106	0,067	0,073	0,097	0,046	0,100	0,095
átlag	0,044	0,069	0,070	0,044	0,039	0,044	0,028	0,042	0,038
szórás	0,016	0,021	0,022	0,016	0,021	0,031	0,008	0,028	0,021
NO_3^--N [mg/l]									
min.	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	<0,100	<0,100	<0,100
max.	2,515	1,960	2,300	2,515	2,590	2,510	<0,100	<0,100	<0,100
átlag	1,183	0,823	0,870	1,183	0,429	0,411	n.a.	n.a.	n.a.
szórás	0,785	0,569	0,614	0,785	0,670	0,648	n.a.	n.a.	n.a.



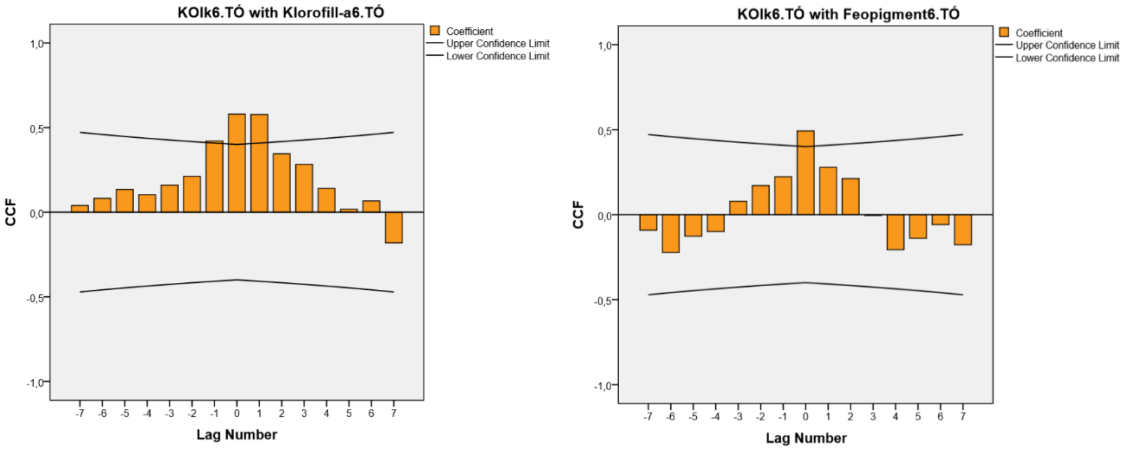
56. ábra: A befolyóban, oldott oxigén és KOI_k esetében jelentkező szignifikánsan ($p<0,05$) negatív korreláció Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát



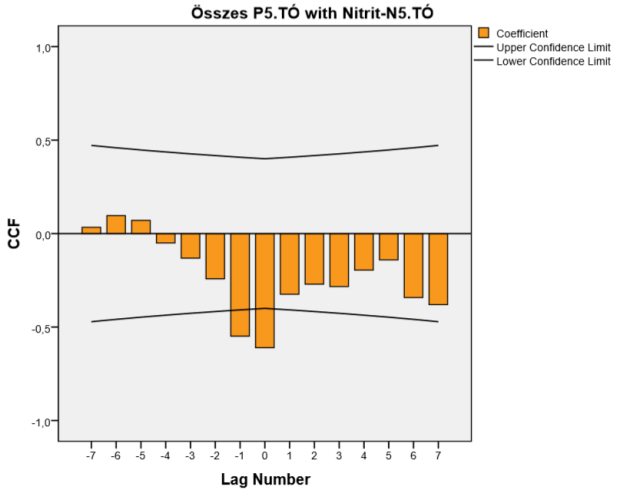
3. ábrasor: A befolyó és az 5-ös kísérleti egységben, hőmérséklet és vezetőképesség esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) negatív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát



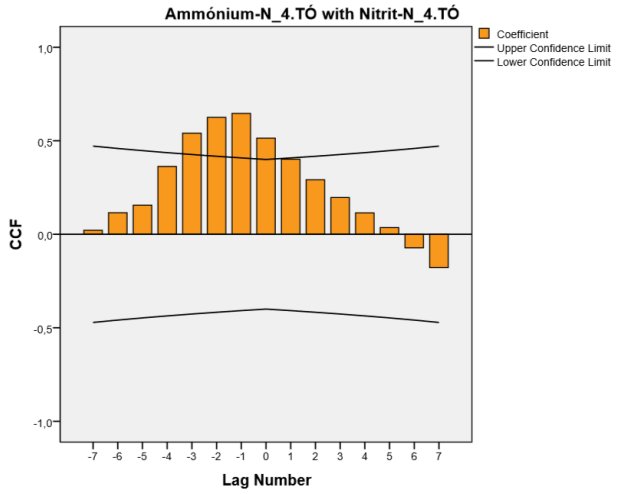
10. ábrasor: A 3-as és 6-os kísérleti egységekben, vezetőképesség és klorofill/nitrit esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) negatív, illetve pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát



12. ábrasor: A 6-os egységben, KOI_k és klorofill/feopigment esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) pozitív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke, a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát



60. ábra: Az 5-ös kísérleti egységben, TP és nitrit esetében jelentkező szignifikánsan (p<0,05) negatív korreláció
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke,
a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát



61. ábra: A 4-es kísérleti egységben, ammónium-N és nitrit-N esetében jelentkező
szignifikánsan (p<0,05) pozitív korreláció.
Jelmagyarázat - CCF: Keresztkorreláció mértéke, Lag Number: 3 napos felbontásban az eltolás mértéke,
a középen megtört vízszintes vonal jelzi a szignifikáns eltérés határát

13. táblázat (sorozat): 1-6 kísérleti tavak és a befolyó esetében mért paraméterek korrelációs értékei (mátrix, 2 oldalon)
(kék szín: ±0,4 feletti érték, sárga szín: ±0,5 feletti, teoretikusan fontos biológiai kapcsolat)
(2017 - In situ tápanyagterhelés vizsgálata intenzív tavi technológia alkalmazásakor c. kísérlet)

1-es tó	*hőmérséklet (víz)*	*oldott oxigén*	*pH*	*Vezetőképesség (20°C)*	*KOIk*	*Ortofoszfát-P*	*Összes N*	*Összes P*	*Klorofill-a*	*Feopigment*
hőmérséklet (víz)	1,000									
oldott oxigén	-0,715	1,000								
pH	-0,682	0,356	1,000							
Vezetőképesség (20°C)	-0,418	0,002	0,757	1,000						
KOIk	0,475	-0,297	-0,188	-0,184	1,000					
Ortofoszfát-P	0,060	-0,159	0,305	0,314	0,274	1,000				
Összes N	-0,255	0,044	0,575	0,405	0,262	0,805	1,000			
Összes P	0,195	-0,250	0,257	0,269	0,507	0,932	0,803	1,000		
Klorofill-a	0,314	0,026	-0,163	-0,201	0,318	-0,084	-0,245	-0,003	1,000	
Feopigment	0,019	0,208	0,109	0,033	0,084	0,021	0,004	0,074	0,667	1,000
2-es tó	*hőmérséklet (víz)*	*oldott oxigén*	*pH*	*Vezetőképesség (20°C)*	*KOIk*	*Ortofoszfát-P*	*Összes N*	*Összes P*	*Klorofill-a*	*Feopigment*
hőmérséklet (víz)	1,000									
oldott oxigén	-0,553	1,000								
pH	-0,621	0,345	1,000							
Vezetőképesség (20°C)	-0,436	0,085	0,763	1,000						
KOIk	0,439	-0,374	-0,454	-0,462	1,000					
Ortofoszfát-P	0,576	-0,393	-0,525	-0,370	0,283	1,000				
Összes N	-0,164	0,106	0,219	-0,023	0,043	0,274	1,000			
Összes P	0,625	-0,355	-0,366	-0,255	0,159	0,715	0,465	1,000		
Klorofill-a	0,501	-0,364	-0,403	-0,450	0,832	0,165	-0,049	0,203	1,000	
Feopigment	0,227	-0,295	-0,100	-0,354	0,672	0,079	0,268	0,174	0,854	1,000
3-as tó	*hőmérséklet (víz)*	*oldott oxigén*	*pH*	*Vezetőképesség (20°C)*	*KOIk*	*Ortofoszfát-P*	*Összes N*	*Összes P*	*Klorofill-a*	*Feopigment*
hőmérséklet (víz)	1,000									
oldott oxigén	-0,677	1,000								
pH	-0,623	0,276	1,000							
Vezetőképesség (20°C)	-0,441	0,137	0,677	1,000						
KOIk	0,275	-0,315	-0,027	-0,140	1,000					
Ortofoszfát-P	-0,005	-0,260	0,355	0,249	0,852	1,000				
Összes N	0,031	-0,064	0,178	0,052	0,471	0,448	1,000			
Összes P	0,222	-0,373	0,183	0,154	0,881	0,950	0,487	1,000		
Klorofill-a	0,521	-0,191	-0,532	-0,630	0,276	-0,157	-0,219	-0,042	1,000	
Feopigment	-0,151	0,146	0,322	-0,168	0,227	0,099	-0,080	0,048	0,536	1,000
Befolyó	*hőmérséklet (víz)*	*oldott oxigén*	*pH*	*Vezetőképesség (20°C)*	*KOIk*	*Ortofoszfát-P*	*Összes N*	*Összes P*	*Klorofill-a*	*Feopigment*
hőmérséklet (víz)	1,000									
oldott oxigén	-0,772	1,000								
pH	-0,714	0,439	1,000							
Vezetőképesség (20°C)	-0,454	0,244	0,745	1,000						
KOIk	0,595	-0,417	-0,254	-0,240	1,000					
Ortofoszfát-P	0,398	-0,207	-0,026	0,262	0,461	1,000				
Összes N	-0,217	0,235	0,314	0,154	0,162	0,007	1,000			
Összes P	0,541	-0,331	-0,101	0,125	0,645	0,893	0,005	1,000		
Klorofill-a	0,014	-0,044	-0,049	-0,208	0,445	-0,032	0,063	-0,012	1,000	
Feopigment	0,153	0,071	-0,250	-0,333	0,180	-0,175	-0,041	-0,088	-0,246	1,000

13. táblázat (sorozat) folytatása

6-os tó	hőmérséklet (víz)	oldott oxigén	pH	Vezetőképesség (20°C)	KOIk	Ortofoszfát-P	Összes N	Összes P	Klorofill-a	Feopigment	Ammónium-N	Nitrit-N
hőmérséklet (víz)	1,000											
oldott oxigén	-0,690	1,000										
pH	-0,659	0,570	1,000									
Vezetőképesség (20°C)	-0,455	0,470	0,673	1,000								
KOIk	0,597	-0,465	-0,356	-0,320	1,000							
Ortofoszfát-P	0,416	-0,451	-0,299	-0,084	0,259	1,000						
Összes N	0,106	-0,262	0,126	-0,130	0,323	0,621	1,000					
Összes P	0,635	-0,528	-0,476	-0,280	0,681	0,799	0,627	1,000				
Klorofill-a	0,408	-0,072	-0,355	-0,335	0,579	-0,217	-0,166	0,274	1,000			
Feopigment	0,261	-0,141	-0,105	-0,302	0,493	0,188	0,306	0,366	0,489	1,000		
Ammónium-N	-0,291	-0,043	0,411	0,275	-0,400	0,358	0,380	-0,093	-0,717	-0,045	1,000	
Nitrit-N	-0,807	0,597	0,666	0,519	-0,672	-0,360	-0,166	-0,643	-0,527	-0,453	0,377	1,000

5-ös tó	hőmérséklet (víz)	oldott oxigén	pH	Vezetőképesség (20°C)	KOIk	Ortofoszfát-P	Összes N	Összes P	Klorofill-a	Feopigment	Ammónium-N	Nitrit-N
hőmérséklet (víz)	1,000											
oldott oxigén	-0,704	1,000										
pH	-0,616	0,352	1,000									
Vezetőképesség (20°C)	-0,435	0,273	0,653	1,000								
KOIk	0,557	-0,334	-0,649	-0,397	1,000							
Ortofoszfát-P	0,656	-0,621	-0,444	-0,126	0,367	1,000						
Összes N	0,215	-0,351	0,294	0,024	-0,085	0,275	1,000					
Összes P	0,710	-0,619	-0,269	-0,115	0,329	0,855	0,565	1,000				
Klorofill-a	0,212	0,097	-0,243	-0,329	0,108	-0,116	0,136	0,038	1,000			
Feopigment	0,112	0,142	-0,095	0,170	-0,038	0,235	0,083	0,253	0,571	1,000		
Ammónium-N	-0,272	-0,104	0,513	0,444	-0,368	0,142	0,353	0,063	-0,698	-0,280	1,000	
Nitrit-N	-0,810	0,566	0,584	0,533	-0,494	-0,541	-0,161	-0,610	-0,373	-0,277	0,440	1,000

4-es tó	hőmérséklet (víz)	oldott oxigén	pH	Vezetőképesség (20°C)	KOIk	Ortofoszfát-P	Összes N	Összes P	Klorofill-a	Feopigment	Ammónium-N	Nitrit-N
hőmérséklet (víz)	1,000											
oldott oxigén	-0,504	1,000										
pH	-0,591	0,108	1,000									
Vezetőképesség (20°C)	-0,469	0,101	0,693	1,000								
KOIk	-0,226	-0,174	0,202	0,269	1,000							
Ortofoszfát-P	0,039	-0,471	0,263	0,283	0,457	1,000						
Összes N	-0,284	-0,349	0,388	0,113	0,189	0,532	1,000					
Összes P	0,247	-0,413	-0,049	-0,021	-0,047	0,631	0,477	1,000				
Klorofill-a	0,128	0,181	-0,262	-0,237	-0,075	-0,432	-0,277	-0,012	1,000			
Feopigment	-0,305	0,378	0,224	0,048	-0,201	-0,296	0,026	-0,010	0,404	1,000		
Ammónium-N	-0,476	-0,176	0,539	0,461	0,305	0,640	0,758	0,333	-0,410	0,005	1,000	
Nitrit-N	-0,802	0,331	0,647	0,522	0,467	0,124	0,218	-0,386	-0,182	0,113	0,514	1,000

16. Publikációk

Tudományos közlemények

Témában megjelent publikációk:

Beliczky G., Havasi M., Németh S., Nagy G., Bercsényi M., Gál D. (2012) Környezeti terhelés harcsa (*Silurus glanis*) eltérő fehérje tartalmú tápokon történő takarmányozása során. Halászat, Vol. 105/4: 25-28.

Beliczky, G., Havasi, M., Németh, S., Bercsényi, M., Gál, D. (2013) Environmental load of wels (*Silurus glanis*) fed by feeds of different protein levels. AACL Bioflux 6(1):12-17.

Havasi, M., Kumar, S., Nagy, Z., **Beliczky, G.**, Bercsenyi, M., Pál, L., Gál, D. (2015) Effect of total fish meal replacement with vegetal protein alone or combined with rendered animal protein on growth performance and tissue composition of European catfish (*Silurus glanis* L.) The Israeli Journal of Aquaculture - Bamidgeh 67: Paper 1236. 8 p.

Havasi, M., Kumar, S., Nagy, Z., **Beliczky, G.**, Nagy, Sz., Bercsényi, M., Gál, D. (2015) Effects of feeding regime on growth, feed conversion and size variation of *Silurus glanis*. Croatian Journal of Fisheries, 2015/73:142-147. ISSN 1330-061X (print), 1848-0586 (online)

Beliczky G., Kóbor P., Németh S., Havasi M., Horváth Z., Simon Cs. (2017) Tápon nevelt harcsa (*Silurus glanis*) ürülékének és tavi üledék kölcsönhatásának *in vitro* modellezése a szervetlen nitrogénformák függvényében. In: Józsa V., Bozánné Békefi E. (eds.) Halászatfejlesztés, Vol. 36., NAIK-HAKI, Szarvas, pp. 22-28.

Havasi M., **Beliczky G.**, Németh S., Bercsényi M., Nagy Sz. (2017) Különböző etetési gyakoriság hatásának vizsgálata lesőharcsán, recirkulációs rendszerben. In: Józsa V., Bozánné Békefi E. (eds.) Halászatfejlesztés, Vol. 36., NAIK-HAKI, Szarvas, pp. 11-21.

Egyéb publikációk:

Németh S., Horváth Z., Felföldi Z., **Beliczky G.**, Demeter K. (2012) Engedélyezett parazita-mentesítő eljárások összehasonlítása tavi egynyaras süllő (*Sander lucioperca*) intenzív rendszerbe helyezésekor. Halászat, Vol. 105/2: 29-35.

Németh S., Horváth Z., Felföldi Z., **Beliczky G.**, Demeter K. (2013) The use of permitted ectoparasite disinfection methods on young pike-perch (*Sander lucioperca*) after transition from over-wintering lake to RAS. AACL Bioflux 6(1):1-11.

Bercsényi M., Havasi M., **Beliczky G.**, Gál D., Balikó T., Székely Cs., Merth J., Pál L. (2013) Kísérletek a lesőharcsa (*Silurus glanis*) intenzív tömegtermelésének megalapozására. (I-II) (N-formák megjelenése, etetési gyakoriság hatásai). II. ATK Tudományos Nap, Velünk Élő Tudomány, Martonvásár, 2013. november 8., Konferencia kiadvány, pp. 28-31.

Havasi M., **Beliczky G.**, Pál L., Bercsényi M., Nagy Sz. (2013) A halliszt kiválthatósága húsliszttel, illetve növényi fehérjével lesőharcsa (*Silurus glanis*) takarmányában. II. ATK Tudományos Nap, Velünk Élő Tudomány, Martonvásár, 2013. november 8., Konferencia kiadvány, pp. 197-200.

Horváth Z. ifj., Németh S., **Beliczky G.**, Morvai G., Nagy Sz., Horváth Z., Bercsényi M. (2013) A hőmérséklet hatása tápon nevelt süllő (*Sander lucioperca* L.) gyomor- és béltartalmának ürülési idejére, Állattenyésztés és takarmányozás. 62.2. pp. 166-175.

Horváth Z. ifj., Morvai G., Németh S., **Beliczky G.**, Horváth Z., Bercsényi M. (2013) A süllő (*Sander lucioperca* L.) növekedése tápon, illetve takarmányhalon. II. ATK Tudományos Nap, Velünk Élő Tudomány, Martonvásár, 2013. november 8., Konferencia kiadvány, pp. 201-204.

Horváth, Z., Németh, S., **Beliczky, G.**, Felföldi, Z., Bercsényi, M. (2013) Comparison of efficiencies of using trained fish and shape or taste modified feed for enchancing direct weaning of pikeperch (*Sander lucioperca* L.) yearlings on dry feed. (Usporedba učinkovitosti korištenja riba-trenera i promjene okusa i oblika peleta u odvikavanju jednogodišnjeg smuđa (*Sander lucioperca* L.) od suhe hrane), Croatian Journal of Fisheries, Ribarstvo. 71:(4) pp. 151-158.

Horváth, Z. Jr., Morvai, G., Németh, S., **Beliczky, G.**, Nagy, Sz., Horváth, Z., Bercsényi, M. (2014) The effect of live prey fish feeding on acceptance of dry feed of pikeperch (*Sander lucioperca* L.) Georgikon for Agriculture, 18 (2) 35-52. (HU ISSN 0239 1260).

Nagy G., **Beliczky G.**, Gál D., Havasi M. (2014) Kombinált (intenzív-extenzív) lesőharcsa (*Silurus glanis*) nevelés lehetősége és gyakorlati tapasztalatai. Halászat, Vol. 107/1: 18-20. (HU ISSN 0133-1922)

Yang, R., Ma, Z., **Beliczky, G.**, Havasi, M., Bercsenyi, M. (2014) The complete mitochondrial genome of perch *Perca fluviatilis* (*Perciformes: Percidae*). Mitochondrial DNA : 1–2. Posted online on 16 Oct 2014. DOI: 10.3109/19401736.2014.971303

Keresztessy K., **Beliczky G.**, Bercsényi M. (2015) Halfaunisztika jegyzet és E-tananyag, előadássorozat. Pannon Egyetem, Kaposvári Egyetem, Szegedi Gabonakutató Nonprofit Kft. ISBN 978-963-9639-75-1. http://e-learning.georgikon.hu/course/category.php?id=181

Ifj. Horváth Z., Morvai G., **Beliczky G.**, Horváth Z. (2017) Tápon nevelt süllő növekedése és a hőmérséklet csökkenés kapcsolata. In: Józsa V., Bozánné Békefi E. (eds.) Halászatfejlesztés, Vol. 36., NAIK-HAKI, Szarvas, pp. 29-33.

Demeter, K., Abdelkader, R., **Beliczky, G.**, Bodó, S., Nagy, S. (2017) Triploidisation of pike perch (*Sander lucioperca* L.) may be associated with apoptosis in larvae. A flow cytometric observation. Brief Communication. Halászat-Tudomány, Vol.3/1., pp. 23-26.

Kovács Gy., Wéber Cs., Bogár K., Fazekas Gy., Beliczky G., Havasi M. (2018) Háromfázisú szürkeharcsa (*Silurus glanis*) nevelés recirkulációs rendszerben? Halászat, 111. évfolyam, 3. szám (ősz), pp. 98-102.

Konferencia előadások

Témával kapcsolatos előadások:

Beliczky G., Havasi M., Németh S., Bercsényi M., Gál D. (2012) Környezeti terhelés harcsa (*Silurus glanis*) eltérő fehérje tartalmú tápokon történő takarmányozása során. LIV. Georgikon Napok, 2012.október 11-12, Keszthely, Kivonat-kötet, 36.

Beliczky G., Kóbor P., Németh S., Havasi M., Horváth Z., Simon Cs. (2013) Tápon nevelt harcsa (*Silurus glanis*) ürülékének és a tavi üledék kölcsönhatásának in vitro modellezése a szervetlen nitrogénformák függvényében. XXXVII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2013. május 22-23. Kivonat füzet, p. 65.

Havasi M., **Beliczky G.**, Németh S., Bercsényi M., Nagy Sz. (2013) Különböző etetési gyakoriság hatásának vizsgálata lesőharcsán, recirkulációs rendszerben. XXXVII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2013. május 22-23. Kivonat füzet, p. 15.

Beliczky G., Havasi M., Gál D., Nagy G., Demeter K., Merth J., Bokor K., Kovács Gy., Bercsényi M. (2016) A lesőharcsa (*Silurus glanis*) tenyésztésének aktualitása a klímaváltozás fényében. XII. Magyar Haltani Konferencia. Tiszafüred, 2016. július 7-8. Kivonat füzet, p. 16. (ISBN 978-963-12-5498-3)

Egyéb előadások:

Glatz K., Kristóf K., Cech G., Gulyás M., **Beliczky G.**, Bercsényi M., Székely Cs. (2013) Tógazdasági és balatoni harcsa (*Silurus glanis*) egyedek normál baktérium-flórájának összehasonlító vizsgálata különös tekintettel a bélflórára – előzetes eredmények. XXXVII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2013. május 22-23. Kivonat füzet, pp. 50-51.

Glatz K., Kristóf K., Cech G., Gulyás M., **Beliczky G.**, Bercsényi M., Székely Cs. (2013) Halakból és humán mintákból izolált *Aeromonas* sp. törzsek azonosítása klasszikus és modern módszerekkel. XXXVII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2013. május 22-23. Kivonat füzet, pp. 48-49.

Szentgyörgyvölgyi Á., Merth J., **Beliczky G.**, Havasi M., Bercsényi M. (2014) A pisztrángsügér (*Micropterus salmoides*) és a csapósügér (*Perca fluviatilis*) nevelése elkülönített és kevert tartásban. A két faj horgászati alkalmazhatóságának lehetőségei. XXXVIII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2014. május 28-29. Kivonat füzet, pp. 50-51. (ISSN 0230-8312)

Demeter K., Felföldi Z., **Beliczky G.**, Györe S. (2016): A szezonon kívüli szaporíthatóságot befolyásoló tényezők vizsgálata csapó sügéren (*Perca fluviatilis*). XL. Halászati Tudományos Tanácskozás, 2016. június 15-16., Szarvas. (ISSN 0230-8312

Bercsényi M., Kovács Gy., Szabolcsi Z., Orbán L., **Beliczky G.**, Merth J., Havasi M., Gál D., Nagy G., Benkő L., Bogár K., Mosonyi G., Diviki S., Fazekas Gy., Wéber Cs. (2017) Új stratégia a halak fajtajavításában: A lesőharcsa projekt. Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Intézet, XLI. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2017. június 14-15, konferencia kivonat kötet, pp.14-15.

Sellyei B., Varga Zs., Borzák R., Doszpoly A., Kovács Gy., Merth J., **Beliczky G.**, Havasi M., Molnár K., Székely Cs. (2018) Az intenzív lesőharcsa (*Silurus glanis*) nevelési program során észlelt betegségek. XLII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2018. május 30-31., konferencia kivonat kötet, pp. 61-62.

Szakmai szervezeti tagság:

Magyar Haltani Társaság (Hungarian Ichtyological Society)

MTMT munkásság:

https://m2.mtmt.hu/gui2/?type=authors&mode=browse&sel=10035280