

DEBRECENI EGYETEM  
AGRÁRTUDOMÁNYI CENTRUM  
MEZŐGAZDASÁGTUDOMÁNYI KAR  
ÁLLATTENYÉSZTÉSTUDOMÁNYI TANSZÉK

**ÁLLATTENYÉSZTÉSI TUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA**

Doktori Iskola vezető: Dr. Kovács András MTA doktora

*Témavezetők:*

**Dr. Pócsi László**  
**C.Sc.**

**Dr. Váradi László**  
**Ph.D.**

**KÖRNYEZETBARÁT, KOMBINÁLT TAVI HALTERMELŐ RENDSZEREK  
FEJLESZTÉSE**

*Készítette:*

**Gál Dénes**  
**doktorjelölt**

**Debrecen**  
**2006**

## Tartalomjegyzék

A dolgozatban található rövidítések jegyzéke .....	4
<b>1. BEVEZETÉS.....</b>	<b>5</b>
<b>2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS .....</b>	<b>10</b>
2.1. Halastavak anyagforgalma .....	10
2.2. Halastavak környezeti hatása .....	20
2.3. Vízkezelés tavakban.....	22
2.4. Algás vízkezelő rendszerek.....	24
2.5. Integrált haltermelő rendszerek .....	26
<b>3. ANYAG ÉS MÓDSZER .....</b>	<b>30</b>
3.1. Termelő halastavak környezeti hatásának vizsgálata .....	30
3.1.1. Vizsgált halastavak .....	30
3.1.2. Vizsgálati paraméterek .....	31
3.1.3. Elemzési módszerek .....	33
3.2. Kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer vizsgálata .....	34
3.2.1. A kísérleti rendszer kialakítása és működése .....	34
3.2.2. Alkalmazott technológia.....	35
3.2.3. Mintavételi és vizsgálati módszerek.....	39
3.3. Osztott algás-halastó vízkezelő rendszer vizsgálata .....	41
3.3.1. A kísérleti rendszer kialakítása és működése .....	41
3.3.2. Az alkalmazott technológia leírása.....	41
3.3.3. Mintavételi és vizsgálati módszerek.....	42
<b>4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK .....</b>	<b>44</b>
4.1. Halastavak környezeti hatása .....	44
4.1.1. Nitrogénmérleg .....	44
4.1.2. Foszformérleg .....	49
4.1.3. Szervesanyag-mérleg.....	54
4.1.4. A tápanyagmérlegek összefoglaló értékelése .....	58
4.2. Kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer vizsgálata .....	62
4.2.1. A rendszer tavainak terhelése .....	62
4.2.2. Víztisztítási vizsgálatok eredményei .....	66
4.2.2.1. A rendszer működésének első éve (1999).....	66
4.2.2.2. A rendszer működésének második éve (2000).....	73
4.2.3. Üledékvizsgálatok eredményei .....	91
4.2.4. A tavi recirkulációs rendszer tápanyagforgalma .....	95
4.2.4.1. Tápanyagmérlegek.....	95
4.2.4.2. Elsődleges termelés .....	97
4.2.5. A halhozamok értékelése.....	100
4.3. Osztott algás-halastó vízkezelő rendszer vizsgálata .....	105
4.3.1. A rendszer terhelése.....	105
4.3.2. A vízminőségi vizsgálatok eredményei.....	106
4.3.2.1. A feltöltő és az elfolyó víz minősége .....	108
4.3.2.2. A rendszer elemei közötti vízcseré.....	109
4.3.3. Az osztott tavi haltermelő rendszer tápanyagforgalma.....	113
4.3.3.1. Tápanyagmérlegek.....	113
4.3.3.2. Elsődleges termelés és társuláslégzés .....	114
4.3.3.3. A halhozamok értékelése .....	116
4.3.3.4. A tápanyag-eltávolítás hatásfoka.....	117

<b>5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....</b>	<b>120</b>
<b>6. ÖSSZEFOGLALÁS.....</b>	<b>127</b>
<b>7. SUMMARY .....</b>	<b>130</b>
<b>8. SZAKIRODALOM JEGYZÉKE.....</b>	<b>133</b>

## A dolgozatban található rövidítések jegyzéke

ásv. N	ásványi nitrogén
BOI <sub>5</sub>	biokémiai oxigén-igény (5 napos inkubációval meghatározott) (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )
C	szén
cv %	variációs együttható (%)
DT	víz tartózkodási ideje (nap)
fajl. vezetőkép.	fajlagos vezetőképesség (μS cm <sup>-1</sup> )
FCR	relatív takarmány-együttható
KOI <sub>sMn</sub>	kémiai oxigén-igény (savas kálium-permanganátos meghatározással) (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )
N	nitrogén
NH <sub>4</sub> -N	ammónium nitrogén
NO <sub>2</sub> -N	nitrit-nitrogén
NO <sub>3</sub> -N	nitrát-nitrogén
OC	szerves szén
össz.	összesen
P	foszfor
PO <sub>4</sub> -P	ortofoszfát-foszfor vagy reaktív foszfor
P	napi bruttó produkció (g C m <sup>-2</sup> nap <sup>-1</sup> )
produkció	elsődleges termelés (g C m <sup>-2</sup> nap <sup>-1</sup> )
R	napi respiráció (g C m <sup>-2</sup> nap <sup>-1</sup> )
respiráció	társuláslégzés (g C m <sup>-2</sup> nap <sup>-1</sup> )
r <sup>2</sup>	determinációs koefficiens
SGR	fajlagos növekedési sebesség (%)
SGR <sub>ind</sub>	fajlagos növekedési sebesség (átlagtömegre számítva) (%)
SzA	szerves anyag
szerv. lebegőa.	szerves lebegőanyag
szerv. N	szerves nitrogén
tak.	takarmány
TIN	összes ásványi nitrogén
TN	összes nitrogén
TP	összes foszfor
TOC	összes szerves szén
TOM	összes szerves anyag
TON	összes szerves nitrogén

## 1. BEVEZETÉS

Az akvakultúra sajátosságainál fogva nagymértékben integrálódik az őt körülvevő környezetbe. A fenntartható fejlődés biztosításának egyik alapvető feltétele a természeti erőforrások kíméletes hasznosítása, a természeti környezet minőségének megőrzése és javítása. A haltermelés az egyik legfontosabb természeti erőforrásunknak, a víznek a közvetlen hasznosítója, ezért a haltermelés fejlesztése során is kiemelten kell foglalkozni a vízi erőforrások kíméletes és takarékos felhasználásával, illetve a vízi környezet védelmével. A haltermelés további fejlődésének a környezeti erőforrások korlátozott felhasználhatósága szab határt: a haltermelésre fordítható vízkészlet hozzáférhetősége, a takarmányok alapanyagául szolgáló halliszt mennyisége, és főként az akvakultúra által okozott környezeti terhelés ökológiailag fenntarthatatlan volta (IWMI, 2000; NAYLOR et al., 2000).

Az intenzív akvakultúrának a természeti környezetet leginkább veszélyeztető hatása a termelési ciklus során szerves, illetve szervetlen anyagokkal terhelt elfolyóvíz kibocsátása által jelentkezik. A természetes vizek számára a fő problémát a szén, a foszfor és a nitrogén vegyületek koncentrációjának növekedése okozza, amelyek a haltermelő rendszerekbe bekerülő tápanyagokból származnak. A takarmányként bejuttatott tápanyagoknak – részben biológiai, részben technológiai okok miatt – csak viszonylag kis hányada, mintegy 20-30 %-a (HARGREAVES, 1998; BRUNE et al., 2003; AVNIMELECH, 2006) hasznosul a haltermelés során.

Mivel a takarmány tápanyagtartalmának csak kis része hasznosul a haltermeléssel, a nem hasznosított tápanyagok a rendszerben felhalmozódnak, ami a vízminőség romlásához vezet. Vízkészelési szempontból a haltermelő rendszereknek három csoportja különböztethető meg: (1.) recirkulációs, (2.) átfolyóvízes (ide értve a ketreces haltermelést is) intenzív iparszerű, illetve (3.) halastavi rendszerek. A recirkulációs elven működő rendszereknél a haltermelő részhez kapcsolt biológiai vízkezelő egységben a nem hasznosított tápanyagok egy részét szabályozott körülmények között, bakteriális lebontás által szabadítják fel szerves kötéseikből és bocsátják ki a levegőbe, mint pl. nitrogéngázt, illetve szén-dioxidot. A recirkulációs rendszerek működtetése során arra törekcsenek, hogy a nem hasznosuló tápanyagokat minél előbb eliminálják,

ezzel javítva a haltermelő közeg vízminőségét. Mindez speciális berendezések, mechanikai és biológiai szűrők energia- és költségigényes alkalmazását teszi szükségessé. A vízkezelési folyamat során a takarmánnyal a haltermelő rendszerbe került értékes tápanyagoknak mintegy 2/3-át elveszítjük. A Magyarországon az intenzív haltermelésben elterjedt ún. átfolyóvízes technológiák alkalmazásakor vízkezelés nem történik, a működésükhöz szükséges vízminőséget a rajtuk folyamatosan átáramló víz biztosítja. Mivel az átfolyóvízes rendszer nem rendelkezik vízkezelő egységgel, a belépő tápanyagok jelentős része a befogadó vizeket terheli, ami a természetes vizeink további minőségromlásához, elsősorban eutrofizálódásához vezet.

Az iparszerű rendszerekkel ellentétben, a halastavi termelés során a tóba bejuttatott, a haltermelés által közvetlenül nem hasznosított tápanyagok egy része a tavi életközösség táplálkozási láncán keresztül a halak számára újból hozzáférhetővé válik. A halastóban zajló bakteriális átalakító és az autotróf felépítő folyamatok javítják a halastó vizének minőségét, ugyanakkor az így képződött biomassa táplálékforrássul is szolgál közvetlenül vagy közvetve a halak számára, ez által számottevő mennyiségű haltömeg állítható elő. A hagyományos halastavi gazdálkodási technológia a természetes és a takarmányhozam kombinációján alapul, az előállított haltömeg 30-50 %-a természetes hozamból származik. A halastóban olcsón és hatékonyan hasznosulnak a tóba bekerült tápanyagok. A halastó alkalmas a termelés számára közvetlenül nem felhasználható „hulladék” tápanyagok: szerves- és szervesetlen trágya, mezőgazdasági eredetű elfolyóvizek feldolgozására és hasznosítására is.

A halastavak és környezetük közötti tápanyagforgalmi viszonyok vizsgálata mind hazai (OLÁH et al., 1994b), mind pedig nemzetközi (KÖSCHE et al., 2000) viszonylatban kevésbé kutatott területnek számít, kevés információ áll rendelkezésünkre a termelő halastavak és a környezetük közötti tápanyagforgalmi kölcsönhatások irányáról és mértékéről. A tavi haltermelő rendszerek tápanyagforgalmának jobb megismerése lehetőséget nyújt a környezettel összhangban lévő gazdálkodási módok kialakítására, amelyek a fenntartható fejlődést szolgálják. Ezzel párhuzamosan a tavi haltermelés gazdaságosságának szempontjából is fontos kérdés a tavak tápanyagforgalmának és a tápanyaghasznosulás mechanizmusának jobb megismerése. Ugyanakkor a tavak befogadó, illetve a tápláló vizei közötti anyagforgalmi kölcsönhatások megismerése segít a víz- és tógazdálkodási technológiák fejlesztésében.

Magyarországon az utóbbi tizenöt évben kezdtek elterjedni az intenzív medencés haltermelő telepek, de hazánkban e rendszerek elfolyóvizének kezelése nem megoldott. Magyarországon 21.000 tonna halat termelnek akvakultúrás rendszerekben, amelynek mintegy 9 %-át intenzív rendszerekben állítják elő (PINTÉR, 2005). Az intenzív körülmények között, főként átfolyóvizes rendszerekben megtermelt 1800 tonna haltömeg előállításához – becslésem szerint – mintegy 100 tonna nitrogénnel, 700 tonna szerves anyaggal és 30 tonna foszforral terheli meg a befogadó természetes vizeinket évente.

A haltermelés mennyiségének és intenzitásának várható növekedése, valamint a környezetvédelmi előírások jövőbeni szigorodása hatékony, új és környezetbarát haltermelő rendszerek kifejlesztését és alkalmazását teszi szükségessé. A vízi, gyakran halnevelés útján hasznosított, ökoszisztémák egyre fontosabb szerepet töltenek be a tápanyagokkal terhelt, többnyire mezőgazdasági eredetű szennyvizek kezelésében. Számos nemzetközi és hazai példa mutatja (LAKATOS, 1998; VYMAZAL, 2001), hogy a természetes és létesített vízi ökoszisztémák alkalmasak szennyvizek és mezőgazdasági eredetű elfolyóvizek tápanyagtartalmának hatékony csökkentésére. Ázsiában több ezer éves hagyománya van az integrált rendszereknek, amelyek a primer rendszerből kibocsátott tápanyagokat hasznosítják egy kapcsolt halastavi rendszerben, így állítva elő többlet jövedelmet (CHANG, 1987; NACA, 1989; LIU és CAI, 1998).

Egy nemzetközi kutatócsoport, a Nature folyóiratban megjelent közleményében foglalta össze az akvakultúra előtt álló kihívásokat (NAYLOR et al., 2000). A tanulmányban kiemelik a fenntartható haltermelés érdekében szükséges tennivalókat: az alacsony táplálkozási szinteken lévő halfajok termelésének kiterjesztése; a halliszt és halolaj felhasználásának csökkentése a haltakarmányokban; integrált haltermelő rendszerek fejlesztése; környezetbarát haltermelési gyakorlat támogatása. Ugyanakkor a fogyasztói igények változásával egyre inkább a jó minőségű, értékesebb, elsősorban ragadozó fajok termelése növekszik, amelyeket elsősorban iparszerű rendszerekben, haltápok felhasználásával állítanak elő.

A haltermelő technológiák fejlesztése során kézenfekvő megoldásként vetődik fel, hogy az intenzív akvakultúra által kibocsátott elfolyóvíz kezelését halastavi ökoszisztémában oldjuk meg, illetve az intenzív akvakultúrát kapcsoljuk össze halastavi vízkezelő rendszerekkel. A vizsgált technológiai megoldás elve, hogy az intenzív tavak szerves és szervetlen tápanyagban feldúsult elfolyóvizének kezelése egy extenzív halastóban

történik. Az extenzív halastó ökoszisztémája részt vesz az intenzív tavakból távozó tápanyagok átalakításában, visszatartásában és hasznosítja azokat egy újabb haltermelési ciklusban. A munkám célja integrált, környezetbarát haltermelési technológia fejlesztése és vizsgálata volt, amely alkalmas az intenzív haltermelésből származó tápanyagok újbóli felhasználására. Célom olyan integrált haltermelési technológia kialakítása és vizsgálata volt, amely lehetőséget nyújt a haltermelés tápanyag kibocsátásának a minimalizálására, részben azért, hogy növeli a halhozamban visszatartott tápanyagok mennyiségét.

A disszertációmban a hagyományos tógazdasági haltermelés tápanyagforgalmát és környezeti hatásait mutatom be és vetem össze két integrált rendszerrel. Az egyik esetben egy olyan kapcsolt rendszert vizsgáltam, ahol az intenzív haltermelő egységből származó elfolyóvíz közvetlenül hasznosult egy extenzív halastóban. A másik integrált rendszer esetében a többlet tápanyag feldolgozása egy osztott, algás és halastó egységből álló vízkezelő részben történt.

A kutatási program feladata olyan tavi termelési technológia fejlesztése volt, amely az intenzív és extenzív haltermelés kombinációján alapul. E megoldással javítható a tápanyagok visszatartása és hasznosítása a haltermelő rendszeren belül. A különböző termelési egységek összekapcsolásával csökkenthető a haltermelés vízigénye és a környezetbe kibocsátott szerves és szervetlen tápanyagterhelés, miközben egységnyi takarmány felhasználásával több hal állítható elő. Célom az akvakultúrák rendszereibe bejuttatott tápanyagok hasznosulásának vizsgálata volt, valamint a tavi haltermelő rendszerek és környezetük közötti tápanyagforgalmi kölcsönhatások feltárása, a haltermelésre felhasznált tápanyagok hatékonyságának javítása érdekében.

Az előbbieken megfogalmazott célkitűzések megvalósítása érdekében az alábbi vizsgálatokat végeztem:

- 23 magyarországi halastó vízminőségének vizsgálata, a tógazdasági haltermelés környezeti hatásainak felmérése, a termelő halastavak és környezetük közötti tápanyagforgalmi kölcsönhatások vizsgálata;
- Kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer vízminőségének, valamint a tavak üledékében található tápanyagok mennyiségének folyamatos vizsgálata hároméves kísérleti periódus alatt, üzemi kísérletben;

- Kombinált intenzív-algás-halastavi rendszer vízminőségének folyamatos vizsgálata félüzemi kísérletben;
- A vizsgált akvakultúrák rendszerek tápanyagmérlegének összeállítása;
- A halbiomasszába beépített és újrahasznosított tápanyagok mennyiségének becslése a különböző rendszerekben.

## **2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS**

### **2.1. Halastavak anyagforgalma**

A hazánkban előállított halhús döntő részét tavakban termelik (PINTÉR, 2005). A tógazdasági termelést más, főként istállózott állattenyésztési ágazatoktól eltérően, a termelés helyét képező élőhelytől való nagymérvű függés jellemzi. A termelés alapvetően a tavi életközösség táplálkozási láncán keresztül történik, amelybe nemegyszer csak közvetetten tudunk beavatkozni. A hazánkban is széles körben alkalmazott fél-intenzív tógazdasági termelési technológia a tavak produkcióbiológiai folyamatain alapuló a természetes és a takarmányhozam kombinációján alapszik. Jellemzően az előállított haltömeg 30-45 %-a természetes hozamból származik (KESTEMONT, 1995), amely alapvetően meghatározza a tavi termelés gazdaságosságát. A tavi termelés során a hal növekedéséhez szükséges fehérje mennyiségét elsősorban a tóban található táplálékszervezetek biztosítják, miközben a szükséges táplálékmenyiség takarmányozással kerül a halastavakba (TASNÁDI, 1983; HANCZ, 2000; WOYNÁROVICH, 2005).

A növények, elsősorban a növényi planktonszervezetek, a vízben található szerves anyagokból és ásványi anyagokból, a nap energiáját hasznosítva, szerves anyagot fotoszintetizálnak. A növények által termelt szerves anyagot az állati szervezetek hasznosítják és halmozzák fel, majd egy másik táplálkozási szinten található szervezetek élelmét képezik. Ezt az anyagforgalmat és energiaáramlást követve jutunk el a halhoz. Az autotróf szervezetek energiamegkötő folyamataikon túl, fontos szerepet töltenek be az oxigén termelésben és a vízminőség szabályozásában is. Mindezek a folyamatok egy létesített halastó esetében is fennállnak. Ugyanakkor a trágyázott és takarmányozott halastavaknál a bakteriális tápláléklánc is kiemelkedő jelentőséggel bír (FELFÖLDY, 1981).

A halastavakon végzett produkcióbiológiai vizsgálatok, a táplálkozási kapcsolatok tanulmányozásának eredményei, valamint a halastavi szervestrágyázás során feltárt törvényszerűségek jól alkalmazhatóak az integrált haltermelési, továbbá a vízkezelési technológiák kialakításakor.

A hidrobiológia története során számos kutató megkísérelte a halhozamok és a tavak produktivitását befolyásoló limnológiai, hidrobiológiai tényezők közötti összefüggések leírását (MAUCHA, 1954; RAWSON 1955; NORTHCOTE ÉS LARKIN, 1956; RYDER, 1965; RUTTKAY, 1978). Elsőként MAUCHA (1942) mutatott rá a hasznosítható szén-dioxid produkcióbiológiai jelentőségére. MAUCHA (1942, 1947, 1954) megállapításai szerint a tavak legfontosabb szervesanyag-építői a vízoszlopban lebegő mikroszkópikus növények, az algák. A kutatások következő lépcsőjét a halhozam és az elsődleges termelés közötti összefüggések közvetlen megközelítésére irányuló vizsgálatok jelentették a természetes tavak (SMITH és SWINGLE, 1938; McCONNEL, 1963, HRBACEK, 1969; MELACK, 1976; OGLESBY, 1977; McCONNEL et al., 1977), illetve halastavak esetében (WOLNY és GRYGIEVEK, 1972; SREENIVASAN, 1972; RUTTKAY, 1978; NORIEGA-CURTIS, 1979; LIANG et al., 1981). HUET (1970) szerint kizárólag a halastavak természetes produkciója által  $150-300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  haltömeg állítható elő, a vízminőségtől függően, ezzel szemben  $500-800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  műtrágyázott tavakban.

Különböző haltenyésztési technológiákban a produkció hatékonyságát McCONNEL et al. (1976), illetve OLÁH (1985) és OLÁH et al. (1986b) hasonlították össze trópusi, valamint mérsékelt övi tavakra és víztározókra vonatkozóan. OLÁH (1986b) az általa vizsgált, műtrágyázott és hígtrágyával kezelt halastavakban stabilan magas  $5,29-6,49 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  primer produkciót, míg trópusi tavak esetén széles tartományt ( $1,76-12,3 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ ) közölte. A  $12,3 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  értéket az állóvizekben elérhető elsődleges termelés mértékének felső határa közelébe tette. OLÁH (1985) szerint a különböző halastavi ökoszisztémák halhozamai között lényegi különbségek vannak, és a rendszerekben egységes egyenlettel, többek között a primer és a halprodukció tartományát leíró, LIANG et al. (1981) által javasolt log-egyenlettel sem lehet azt kielégítően magyarázni. Ugyanebben a tanulmányában NORIEGA-CURTIS-hez (1979) hasonlóan megállapítja, hogy a szervesanyag-terhelést alkalmazó technológiák esetében a primer produkció kizárólagosan nem elegendő a szerves anyaggal trágyázott polikultúrás halastavak magas halhozamainak kialakulásához, ugyanis az ilyen allochton rendszerekben a bakteriális tevékenység elsődleges jelentőségű. Végezetül közli a különböző rendszerek primer produkcióját, illetve halhozamát: csak népesített tóban  $1,01-1,73 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ , illetve  $3,5 \text{ kg hal ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ , népesített és műtrágyázott tavakban  $5,29-5,32 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ , illetve  $10,4 \text{ kg hal ha}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ , híg szerves trágyával

kezelt oxidációs tavakban: 5,36-6,49 g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>, illetve 2,8-15,8 kg hal ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup>, trágyázott és takarmányozott tavakban: 1,27-5,00 g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>, illetve átlagosan 28,1 kg hal ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup>. OLÁH (1986b) véleménye szerint a hagyományos gabonával takarmányozott pontyos halastavaknál, a tavakba kijuttatott takarmánynak mindössze 5 %-a hasznosul közvetlenül haltömeg-gyarapodással, a fennmaradó 95 % a bakteriális táplálékláncba épül be, és így közvetett módon hasznosul.

A produkcióbiológiai megközelítés sarkalatos pontja az elsődleges termelés értékelése, amelynek mérésére többféle módszert dolgoztak ki. Hosszú időn át az elsődleges termelés mérését *in vitro*, ún. sötét-világos palack módszerrel (LUND és TAILING, 1957; FELFÖLDY, 1977, 1987) végezték, amely a halastavakban naponta képződő szervesanyag-termelés jelentős alulbecslését jelentette, így nem tette lehetővé a tavak mindennapos halprodukcóját meghatározó reális transzformáció-arányok megértését (OLÁH et al., 1986b). Az elsődleges termelés természetes környezetben való mérését ODUM (1956) vázolta a napi oxigéngörbék matematikai értékelésére alapozva. Ezt a módszert egyszerűsítette McCONNEL (1962) a napi háromszori mérést igénylő értékeléssel. ZSIGRI és OLÁH (1976) dolgozták ki a halastavak elsődleges termelésének mérését a napi oxigéngörbe matematikai számításával, illetve mutatott rá az egyéb *in vitro* és *in situ* mérések közötti eltérésekre (OLÁH et al., 1977).

A halastavak produkcióbiológiai kutatása a 80-as évektől kezdve terjedt ki a nitrogén szerepének tisztázására a halastavi tápanyagforgalomban. Ekkor fogalmazódott meg, hogy a nitrogén limitáló tényezője lehet a halastavak elsődleges termelésének. A szerves és műtrágyázási programok nagy hangsúlyt fektettek az algák számára elérhető nitrogén pótlására (NORIEGA-CURTIS, 1979; GREEN et al., 1989; SCHROEDER et al., 1990; KNUD-HANSEN et al., 1991). Fitoplankton szervezetek általi szén megkötés mértéke 1-3 g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> között alakul mérsékelt égövi (BOYD, 1990), és 5-10 g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> között trópusi halastavak esetében (KROM et al., 1985). A fitoplankton szervezetek tápanyagfelvételét a Redfield arányból számítva (REDFIELD, 1958), a nitrogénmegkötés mértéke 150-450 mg N m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> mérsékelt övi, és 750-1500 mg N m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> trópusi halastavakban (SCHROEDER et al., 1991). Az algák elsősorban ammónium formájában veszik fel a nitrogént, a víz ammóniumtartalmának kimerülése után (<0,03 mg N l<sup>-1</sup>) történik jelentős nitrát- és nitrátfelvétel (McCARTHY, 1981; SYRETT, 1981).

JIMÉNEZ-MONTEALEGRE (2001) a halastavak nitrogénforgalmáról szóló összefoglaló munkájában a nitrogént a halastavak és más vízi rendszerek kulcselemeként jellemezte. A természetes vízi életközösségekben a nitrogén részben a szerves nitrogén molekulák bomlásából, részben a nitrogénkötésből (cianobaktériumok) származik. A szerves nitrogénvegyületeket az autotróf szervezetek hasznosítják, beemelve őket a vízi életközösség táplálékláncába. A tavi haltermelő rendszerekben a nitrogén fő forrása a takarmány és trágya (OLÁH et al., 1994a, 1994b), illetve jelentős tápanyagmennyiség érkezik a tavak feltöltése során a táplálóvízzel (GÁL et al., 2003).

A légköri nitrogén cianobaktériumok általi megkötése jelentős nitrogénforrást jelent a természetes vizek számára, azonban ez a nitrogénforrás a halastavakban nem jelentős mértékű (LIN et al., 1988). EL SAMRA és OLÁH (1979) szerint a halastavi nitrogénfixációnak, amelynek az általa mért értéke egy mérsékelt égví halastóban  $5,7 \text{ kg N ha}^{-1}$  volt a tenyészidőszak alatt, nincs számottevő hatása egy polikultúrás népesítésű halastó nitrogénmérlegében. Ugyanakkor a kevésbé eutróf vizekben a légkörből történő nitrogénfixáció ezt az értéket lényegesen meghaladhatja. HARGREAVES (1998) szerint a nitrogénfixáció széles tartományban,  $0$  és  $72 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  között változhat. LIN et al. (1988) a nitrogénfixáció és a víztest ammónium koncentrációja között fordított arányosságot talált. A legtöbb haltermelő rendszerben a takarmánnyal bekerült nitrogénmennyiség a legjelentősebb, de ennek a mennyiségnek mindössze  $20-30\%$ -a hasznosul haltömeg növekedés formájában (AVNIMELECH és LACHER, 1979; BOYD, 1985; KROM et al., 1985; PORTER et al., 1987; GREEN et al., 1989; BRUNE et al., 2003; AVNIMELECH, 2006). A bekerülő szerves anyagok mikrobiális bontása következtében növekszik a vízben a szerves nitrogén, különösen az ammónium ion és nitrit mennyisége, amelyek magas koncentrációban károsak a halak számára, illetve csökken a víztest oxigéntartalma.

A tavi haltermelő rendszerekbe bekerült nitrogén csökkenése több folyamat eredménye. HARGREAVES (1998) szerint az oldott szerves nitrogén csökkenésének a legjelentősebb útja az algák általi felvétel, ennek mértékét JIMÉNEZ-MONTEALEGRE (2001)  $300 \text{ mg N m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ -ra teszi. Az ammónia elillanás az intenzíven levegőztetett tavakban jelentős, mértéke elérheti  $3,7-64,8 \text{ mg N m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ -ot (GROSS et al., 1999). Földmedrű, csatornaharcsát nevelő tavakban HARGREAVES (1998) és GROSS et al. (2000) szerint az összes nitrogén inputnak mindössze  $5-10\%$ -a ( $25-75 \text{ mg N m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ ) oxidálódik nitrifikáció útján. OLÁH (1992) szerint a

vízzel feltöltött halastavakból 59-100 kg ha<sup>-1</sup> nitrogén kerül a légkörbe denitrifikációval. A halastavakba bekerült szerves anyag jelentős része kiülepszik és felhalmozódik az üledékben, amelynek mértékét AVNIMELECH et al., (1999) 1-3 g N m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>, illetve 15-30 g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> közé teszi. OLÁH et al. (1994a) által egy magyarországi halastórendszeren végzett 20 éven keresztül gyűjtött adatok elemzésének eredményeképpen az üledékben évi 5,1 mg N g<sup>-1</sup> száraz üledékre vonatkoztatott nitrogén-felhalmozódást mérték.

Különösen nagy szervesanyag-terhelésű halastavak esetében gyakran előfordul, hogy a szervesanyag-felhalmozódás a tavak üledékében anaerob viszonyokat teremt, amely káros hatású bomlási folyamatokhoz vezethet. Ezen bomlási folyamatok elkerülése érdekében kívánatos a kiüledett szerves anyag felkeverése, hogy a bomlás aerob környezetben menjen végbe. A halastavak üledékének felkeverésében olyan népesítési szerkezet játszhat fontos szerepet, amelyben az üledékszónából táplálkozó, azt túró halfajok, például a ponty, jelentős mértékben szerepelnek (BREUKELAAR et al., 1994; TÁTRAI et al., 1997; RITVO et al., 2004).

A tavak és a zárt haltermelő rendszerek anyagforgalmi láncá auto- és heterotróf táplálkozási láncból tevődik össze. Aerob körülmények között az akvakultúrák rendszereibe érkező szerves anyag mintegy 50%-a transzformálódik baktérium biomasszává (HENZE et al., 2002), ami különösen intenzív haltermelő rendszerek esetében jelentős bakteriális produkciót eredményez. Ennélfogva a haltermelő rendszerekben a társulásléggel elfogyasztott oxigén nagy részéért a heterotróf mikroorganizmusok tevékenysége a felelős. AVNIMELECH és RITVO (2003) szerint haltömeg-gyapodás formájában a halastavakba bekerült szerves anyag 13%-a akkumulálódik. BRUNE et al. (2003) csatornaharcsa nevelő tavak anyagforgalmát vizsgálva megállapította, hogy a takarmánnyal bekerült szerves anyag 24 %-a hasznosult haltömeg-gyapodással, 40%-a léggel mineralizálódott és 36%-a távozott ürülékként. TORRES-BERISTIAN (2005) szerint a baktérium biomasszában lévő szerves szén mennyisége 3-20 g C m<sup>-3</sup> lehet, megállapítja továbbá, hogy a bakteriális produkció takarmányozott tavak esetében meghaladja az alga produkciót. Véleménye szerint a takarmányozott tavakban egy kilogramm takarmány 125 g baktérium biomassza képződését generálja.

A hozzáférhető tápanyag mennyiségén túl fontos annak aránya is. A szén és a nitrogén meghatározott arányban épülnek be a vízi szervezetekbe (REDFIELD et al., 1963).

A vízben található alga- és baktériumfajok egymással összetett, eddig nem teljesen tisztázott kölcsönhatási rendszerben vannak (SIMON et al., 2002). Az algák és a baktériumok versenyeznek egymással a hozzáférhető tápanyagokért. Az algák az oldott állapotban lévő tápanyagokat képesek felvenni, ezzel szemben a baktériumok hasznosítják az oldott és formált forrásokat is (AOTA és NAKAJIMA, 2000). Szénlimitált vízi élőhelyeken, alacsony C:N, illetve C:P arány mellett az alga, nitrogén és foszfor limitáltság esetében (magas C:N és C:P arány) a baktérium tevékenység a meghatározó (WETZEL, 2001). Kiegyensúlyozott tápanyagarányok mellett az algák és a baktériumok funkcionális szimbiózisban élnek, egyaránt jelentős szerepet töltenek be a szerves anyag és oxigén termeléssel, illetve a szerves anyag bontással a vizek életközösségében (THINGSTAD és PENGERUD, 1985).

A hozzáférhető nitrogénformák mennyisége ugyancsak meghatározó. Alacsony ammónium koncentráció mellett a fitoplankton szervezetek a nitrifikáló baktériumoknál sikeresebben veszik fel a rendelkezésre álló ammóniumot, ellenben nagy ammóniumtartalomnál a nitrifikáló baktériumok fokozott tevékenysége figyelhető meg (HARGREAVES, 1998). Természetes vizekben a C:N arány általában magas, így a vizek nitrogén limitáltak (BERARD et al., 1995). Ugyanakkor a haltermelő rendszerekben, ahol nitrogéntartalmú trágyát használnak a tavak tápanyagpótlására, illetve magas fehérjetartalmú haltápokat etetnek, a C:N arány alacsonyabb. A természetes tavak C:N aránya 6 és 30 között változhat (CIMBLERIS és KALFF, 1998), halastavaknál 7 és 11 között (JIMENEZ-MONTEALEGRE et al., 2002), afrikai harcsát termelő recirkulációs rendszer esetében megközelítően 2 (SCHNEIDER et al., 2005).

A vízi ökoszisztémák trofikus kapcsolatokon keresztüli megközelítése általánossá vált napjainkra. Gyakran a vízi élettér ember általi befolyásolása is a táplálkozási kapcsolatokon keresztül történik. Ez a befolyásolás irányulhat a vízminőség javítására, illetve történhet haltermelési célból. SHAPIRO et al. (1975) megfogalmazása szerint a vízi élettér biomanipulációja a vízi életközösségek kontrollját és befolyásolását jelenti a vízminőség javítás céljából, az algabiomassza csökkentése érdekében. Ez a megközelítés különböző neveken ismert: „top-down forces”, „trophic cascades” vagy „food-web manipulation” (BENNDORF, 1987; CARPENTER et al., 1985; GOPHEN, 1990; MÁTYÁS, 2005), ami a másodlagos és a harmadlagos fogyasztók hatásán alapul a vízi életközösség struktúrájára. A másik megközelítési mód, amely az algák számára hozzáférhető tápanyagok mennyisége felől határozza meg az ökoszisztéma működését

(„bottom-up forces”). A biomanipuláció kapcsán feltárt ismeretek közül a halastavakra is érvényes az a megállapítás, amely szerint a felülről érkező hatás erős a táplálkozási lánc csúcsán, de gyenge az alján. A két elmélet kombinációja a „bottom-up/top-down” modell, amely szerint az ökoszisztéma egy termelési/fogyasztási szintjén elérhető biomasszát az alulról felfelé („bottom-up”) és felülről lefelé („top-down”) érkező hatások együttesen határozzák meg. A halastavi gazdálkodásban ez azt jelenti, hogy a népesítési szerkezet kialakításánál figyelembe kell venni az egyes halfajok alsóbb táplálkozási szintekre gyakorolt hatását (ÖRDÖG, 2000).

A haltermelés esetén lényeges kérdés, hogy milyen hatékonysággal állítunk elő halhúst a rendelkezésre álló táplálékbázisból. OLÁH és PEKÁR (1995) a haltermelés általi energiatranszformációs hatékonyságot, amely a tavakba bejuttatott szerves anyag, valamint az alga- és bakteriális produkció és a halbiomassza gyarapodás viszonyát fejezi ki, 1 és 9 % közé, átlagosan 3 %-ra teszik.

BÍRÓ (1995) hasonló megközelítést alkalmazva a pontyos halastavaknál, az elsődleges termelés haltermelés útján történő hasznosításának hatékonyságát 1-5 % közé teszi Közép-Európában, majd összehasonlítja a természetes tavakban és a víztározókban (0,01-4,0 %), illetve halastavakban (1,6-13 %) keletkező primer szerves anyag halhússá történő transzformációjának hatékonyságát. Megállapítja, hogy a transzformációs hatékonyság különböző trofitású és hasznosítású vizek esetén különbözik. Azonban lényeges eltérést talált a halastavak, illetve a halastavakban alkalmazott technológiák között is. Kiemeli, hogy a polikultúrás népesítés fokozza a transzformációs hatékonyságot. SCHROEDER et al. (1990) által vizsgált izraeli polikultúrában intenzíven népesített (20.000 ivadék ha<sup>-1</sup>) halastavakban az algaprodukció 6,8 %-a akkumulálódott haltömeg-gyarapodás formájában.

A halaknak a víztest tápanyagforgalmára és produkciós potenciáljára gyakorolt hatását több szerző is hangsúlyozza (LAMARRA, 1975; KAWASAKI et al., 1982, TÁTRAI et al., 1985). LAMARRA (1975) közli, hogy pontynépesítés esetén a víztest összes foszfortartalma 1,07-2,18 mg P m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> értékkel emelkedik, ami az elsődleges termelés mértékét növeli. TÁTRAI et al. (1985), illetve KAWASAKI et al. (1982) kisebb, a fő víztömegtől lerekesztett területen (ún. enclosure-ban) vizsgálták a halnépesítés hatását az elsődleges termelésre. Vizsgálataik alapján a népesített haltömeg metabolizmusa következtében megnő a víztest ammónium-koncentrációja, amely szintén tovább növeli az elsődleges termelés mértékét.

A különböző táplálkozási szinteket hasznosító halfajok együttes nevelése a halastavak táplálékszervezeteinek jobb kihasználását teszi lehetővé, ezáltal növeli a tavak termelő folyamatai során keletkező és a tavakba bejuttatott szerves anyagok transzformációs hatékonyságát. WOHLFARTH (1978) a polikultúrás népesítésnek egyértelmű hozamfokozó hatást tulajdonít. A polikultúra a hagyományos halastavi technológia részét képezi Ázsiában (CHANG, 1987; NACA, 1989; LIU és CAI, 1998). Európában, így hazánkban is a polikultúra a kínai eredetű növényevő és szűrő táplálkozású halfajok elterjedésével vált meghatározóvá a 60-as évektől kezdve. Ezen halfajok a hazai tógazdasági termelési gyakorlatba történő beillesztésével a természetes hozam, illetve a halastavak termelőképességét növelő trágyázás szerepe megnőtt. Megkezdődtek a halastavak táplálkozási szintjeit jobban kihasználó népesítési szerkezetekkel végzett hazai kutatások (WOYNÁROVICH, 1968; RUTTKAY, 1976, 1977; RUTTKAY és MORAVCSIK 1979; RADY, 1992). Mivel a ponty monokultúra nem tudja elég hatásosan hasznosítani a rendelkezésre álló táplálékkészletet, ezért a szűrő táplálkozású halak (fehér és pettyes busa, tilápiafélék) és a bentikus táplálékszervezeteket hasznosító, az aljzatról táplálkozó, azt túró halak (ponty) kombinált népesítése a tavi táplálékbázis szélesebb kihasználását tette lehetővé. Ezen felül a polikultúrában népesített halfajok növekedése, illetve az elért hozamok minden halfaj esetén meghaladják a monokultúra alkalmazásával elért hozamokat (WOYNÁROVICH, 1968; YASHOUV, 1971; RUTTKAY, 1976; HEPHER et al., 1989; MILSTEIN, 1990). LEVENTER (1979) megállapítja, hogy az algaprodukciónak jelentősen nagyobb a polikultúrás népesítési szerkezet esetében, mint a monokultúrában.

A szerves trágya kijuttatása a halastavakba a hozamfokozás hagyományos módja, amely a halastó minden tápanyagát hatékonyan és olcsón növeli (WOYNÁROVICH, 1991). A műtrágyázástól eltérően ez az eljárás közvetlen táplálékot juttat az autotróf algák és a heterotróf szervezetek, a baktériumok, a bentikus és planktonikus állatok, valamint a halpopuláció számára egyaránt (OLÁH, 1986a, 1986b; WOHLFARTH és SCHROEDER, 1991). „Az optimális trágya-elhelyezési megoldás egy olyan anyagforgalmi láncot tart fenn, melyben a jelenlévő tápanyagok növényi és állati szervezetek által hasznosulnak, anélkül, hogy ez az anyagforgalmi mérleget kedvezőtlenül befolyásolná. Ebbe a rendszerbe jól beilleszthető a halastó.” (PEKÁR és OLÁH, 1990) A szerves trágya hasznosulása több lépcsőn keresztül valósul meg a halastavakban. A tóba bekerülő szerves anyag oxigén jelenlétében bakteriális lebontás

hatására szervesen növényi tápanyaggá alakul, amelyet a vízben élő algák a napfény energiájának felhasználásával szerves anyaggá transzformálnak. Az így termelődő fitoplankton biomassza táplálékkul szolgál a következő táplálkozási szintet képviselő zooplankton és zoobentosz szervezeteknek, amelyek együttesen képezik a halastóba kihelyezett halállomány természetes táplálékbázisát. A szervestrágyázott halastóba bekerülő szerves és szerves anyag jelentős része a halhúsban, illetve a fenéküledékben stabilizálódik. A halastóba juttatott szerves trágya azon túl, hogy növeli a tó táplálékkészletét egyben közvetlen takarmányt is jelent a halak számára (SCHROEDER, 1975; WOHLFARTH, 1978; WOHLFARTH és SCHROEDER, 1979). A szervestrágyázás a halastó természetes táplálékbázisának növelésére eredményesen használható, jelentős mennyiségű közvetlen és közvetett fehérjét biztosítva. A kedvező hatást a baktériumok és az egysejtű szervezetek okozzák a trágya szerves anyagainak lebontásával. A vízben élő baktériumok jelentős része 20 µm, vagy nagyobb kolóniákat képez, melyet a pelagikus táplálkozású halak ki tudnak szűrni (KUZNETSOV, 1977).

A halastavak okszerű, tudományosan megalapozott szervestrágyázása az 1950-es évekig sem Magyarországon, sem külföldön „nem volt megoldottnak tekinthető” (WOYNÁROVICH, 1956a). A halastavi szén, illetve szervestrágyázás tanulmányozásában magyar kutatóknak és halászati szakembereknek kiemelkedő szerepük volt. Különösen WOYNÁROVICH (1954, 1956b, 1958, 1959a, 1968, 1991), DONÁSZY (1958) és ERŐS (1960) volt úttörő jelentőségű magyar, illetve világviszonylatban egyaránt. A Magyarországon és világszerte elterjedt félintenzív tógazdasági haltermelés a természetes és a takarmányhozam kombinációján alapul. Ezt a természetes hozam hasznosításán alapuló takarmányozási technológiát nevezzük kiegészítő takarmányozásnak. Alapelve, hogy a tóban a trágyázás hatására fokozott mértékben termelődő, magas fehérjetartalmú, teljes biológiai értékű természetes táplálék és a nagy energiatartalmú, növényi eredetű takarmányok a termelt halfajok igényeit egymást kiegészítve elégítsék ki (HANCZ, 2000).

A halastavakban kialakuló természetes hozam fokozásának többféle irányzata fejlődött ki. A hetvenes években az izraeli kutatók jelentős eredményeket értek el trágyaetetéssel. A tavakat csak állati eredetű trágyával táplálták, minden gabona, vagy pellet takarmány etetése és szervesen trágyázás nélkül. A halhozamok 15-32 kg ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup> között változtak (WOHLFARTH, 1978; SCHROEDER, 1974, 1975). A szerzők rámutattak, hogy hasonló hozamok a hagyományos technológiákkal (műtrágyázás, takarmányozás stb.) is

elérhető, azonban az alkalmazott takarmánynak legalább 25% nyersfehérjét kell tartalmaznia. Magyarországon VÁRADINÉ és OLÁH (1984) kizárólag sertés hígtrágyát felhasználva évi  $2 \text{ t ha}^{-1}$  nettó halhozamot értek el. SZÉCSI (1987) fermentált baromfitrágya etetéssel végzett kísérleteiben, hasonló  $2 \text{ t ha}^{-1}$  évi átlagos nettó halhozamot közölt.

OLÁH (1986a) megfogalmazása szerint, az optimális trágya adag az a legnagyobb mennyiségű trágya, amely a hal növekedési sebességére káros környezeti hatás kialakulása nélkül bevihető és hasznosítható a tóban. A csak állati eredetű szerves trágyát felhasználó, illetve gabona- vagy pellet takarmányt nem alkalmazó tavi kísérletek szerint az optimális trágya mennyiség  $5\text{-}6 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ . Megállapítja, hogy a halhozamok együtt emelkednek a trágyadózisokkal  $5 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  értékig, ennél az értéknél a haltermelés  $0,31 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  volt. Kiemeli, hogy az intenzíven szervestrágyázott halastavak halhozama két táplálékforrásból, az alga- és a baktérium-termelésből származik, ezért nem lehet értékelni a haltermelés hatékonyságát kizárólag az elsődleges termelés értékeit használva. A szervesanyagot tartalmazó trágyával kezelt tóban a bakteriális termelés kisebb az elsődleges termelésnél, míg a szerves anyaggal allochton terhelt tavakban eléri, vagy meghaladja azt. A szervestrágyázással jelentős mértékben növelhető a rendelkezésre álló szerves szén készlet. A leírt trágyázási mennyiséggel  $312 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  összes nitrogén és  $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  összes foszfor került a halastavi rendszerbe.

Számos kísérlet történt a természetes hozamot legjobban kihasználó optimális népesítési intenzitás meghatározására is. TANG (1970) hívta fel a figyelmet, hogy egy  $23.000$  ivadék  $\text{ha}^{-1}$  értékű, túlnépesített rendszerben, igen komoly volt mind a planktonikus, mind a bentikus szervezetekre irányuló „kifalási hatás”, ami tönkretette a táplálékláncok reprodukciós potenciálját és így jelentősen csökkent a halhozam. SCHROEDER (1978) egyenes összefüggést állapított meg a népesítési sűrűség és a maximális halhozam között  $1.500\text{-}9.000$  ivadék  $\text{ha}^{-1}$  tartományban. Ugyanilyen népesítési tartományban, de alultrágyázott tavakban SCHROEDER (1974), SHARMA és OLÁH (1976), valamint BUCK et al. (1978) sokkal kisebb halhozam maximumokat értek el. Amikor a népesítési sűrűséget  $18.000$  ivadék  $\text{ha}^{-1}$  értékre növelték, a maximális halhozam azonos volt, az optimális,  $8.000\text{-}9.000$  ivadék  $\text{ha}^{-1}$  népesítésnél elért értékkel (MOAV et al., 1977; OLÁH, 1985). Hazai viszonylatban HORVÁTH et al. (1984)

dolgozták ki az optimális népesítési irányszámokat mono- és polikultúras népesítés esetén.

A halastavak szervestrágyázása kapcsán, léteznek olyan eljárások, amikor a halakat más haszonállatfajokkal tartják együtt, és azok trágyáját használják fel a halastó vizének tápanyagpótlására. Ezek az eljárások más állattenyésztési ágazatokkal való integrációval a halastavak természetes hozamának növelésére irányulnak. A tavi haltenyésztés ilyen irányú integrációjára Magyarországon is történtek kísérletek a halastavi kacsanevelés (SZALAY, 1962; KELLERMANN és PÓCSI, 1976), sertéstartás (SHARMA és OLÁH, 1986) és egyéb mezőgazdasági eredetű melléktermékek és hulladékok (SZÉCSI, 1987; VÖRÖS, 1990) elhelyezésére.

## **2.2. Halastavak környezeti hatása**

Az intenzív haltermelő rendszerek elfolyóvize által okozott környezeti problémák ismertek. Az elfolyóvizek összetételét több szerző is vizsgálta (ALABASTER, 1982; MUIR, 1982; WARRER-HANSEN, 1982), illetve elemezte az elfolyó víz környezeti hatását (EDWARDS, 1993; KESTEMONT, 1995; MIREN, 1995). Az intenzív haltermelés környezeti állapotra gyakorolt negatív hatását elsősorban az el nem fogyasztott takarmány és a kiválasztott anyagcsere-melléktermékek okozzák. A természetes vizekbe kikerült szerves anyag lebomlása során csökkenti a víz oldott oxigén tartalmát, valamint a befogadó vízterek eutrofizálódásához vezet. Ezzel szemben az extenzív és félintenzív halastavak környezeti hatását több szerző is pozitívan értékeli (WOYNÁROVICH, 1983; OLÁH, 1992; EDWARDS, 1993; KESTEMONT, 1995). EDWARDS (1993) szerint egy intenzív haltermelő rendszer 1 kg halhús előállításánál mintegy 7-31-szer és 3-11-szer több nitrogént és foszfort bocsát ki a környezetbe, mint egy félintenzív halastó. OLÁH és PEKÁR (1995) szerint az iparszerű intenzív haltermelés 1 tonna halterméket 367 GJ energia felhasználásával állít elő, ezzel szemben a tógazdasági, különösen az integrált haltermelés energiateljesítménye lényegesen alacsonyabb. OLÁH és SINHA (1986) közlése alapján az integrált haltermelés esetében mindössze 10 GJ, míg egy magyarországi takarmányozott és szervestrágyázott halastó esetében 35 GJ energiateljesítménnyel jár 1 tonna halhús előállítása.

A halastavak tápanyagforgalmának jobb megismerése lehetőséget nyújt a környezettel összhangban lévő gazdálkodási módok kialakítására. Több szerző (SCHROEDER, 1975; CARPENTER et al., 1976; NYHOLM et al., 1978; WRIGLEY et al., 1988) megállapítása szerint a halnépesítés jelentős mértékben képes javítani az elfolyóvíz minőségét, a plankton és bentikus populációk egyedeinek csökkentésével. LEVENTER (1979) számol be arról, hogy Izraelben halnépesítéssel javítják a víztározók vizének minőségét. Ezzel szemben más szerzők (ANDERSSON et al., 1978; TÁTRAI et al., 1985), akik nagy víztömegeből elválasztott kisebb víztestek (ún. enclosure-ok) vizsgálata során arról számoltak be, hogy a halnépesítés növeli az eutrofizálódást, mivel a vizsgálataik során nőtt az elsődleges termelés és az algaszám, valamint csökkent az Secchi átlátszóság. Ugyanakkor SMITH (1985) és TURKER et al. (2002) szerint a fehér busa hatékony szabályozója az algatömegnek, azaz csökkenti a trofitás mértékét. A kérdés ellentmondására RUTTKAY (1989) világított rá: „A halnépesítés csökkenti a zooplankton mennyiségét, amely az algapopuláció fogyasztója, ezáltal látszólag nő az algaszám alapján jellemzett trofitás mértéke, azonban a haltömegben tápanyag raktározódik, mely csökkenti a tó tápanyagtartalmát.”

Mindössze néhány szerző vizsgálta a mérsékelt égövi halastavak tápanyagforgalmát és tápanyag-visszatartását. OLÁH et al. (1994b) által egy magyarországi halastórendszeren végzett megfigyeléseik során átlagosan évente  $93 \text{ kg ha}^{-1}$  nitrogén visszatartást mértek. SCHRECKENBACH et al. (1999) németországi halastavak esetében  $43 \text{ kg N ha}^{-1}$  nitrogén-visszatartást közölt, ugyanakkor KNÖSCHE et al. (2000)  $78,5 \text{ N kg ha}^{-1}$  nitrogén-visszatartásról számolt be. Halbiomassza-gyarapodás formájában megkötött nitrogénmennyiség tekintetében, amely kifejezi a haltermelés transzformációs hatékonyságát, OLÁH et al. (1994b) 22,5 %-os értéket közölt. HARGREAVES (1998) szerint a mérsékelt égövi és trópusi haltermelési rendszerek átlagában a haltermelés általi nitrogén-visszatartás mértéke 25 %. Ezzel szemben SCHROEDER et al. (1990) polikultúrás népesítésű halastavak esetében mindössze 11-16 %-os haltömeg-gyarapodás formájában megkötött nitrogénmennyiségről tesz említést.

A halastavak környezetjavító hatását OLÁH (1992) ekképpen összegzi: „A tógazdasági pontytenyésztés azon kevés földművelési eljárások egyike, amelynek során a gazdálkodási tevékenységünkkel nem szennyezzük a környezetünket. Sőt, az emberi táplálkozásban bizonyítottan egészséget fenntartó és javító halhúst úgy állítjuk elő, hogy jelentős mértékben megszabadítjuk mezőgazdasági tájainkat más földművelési eljárások

tápanyagterhelésétől. A nitrogénnel telített mezőgazdasági táj terhelésének csökkentéséhez azonban legnagyobb mértékben azzal járul hozzá a haltenyésztési tevékenység, hogy megdöbbentően nagy mennyiségű hulladék nitrogént képes feldolgozni, és értékes halfehérjévé átalakítani. A környezetjavítás szempontjából leghatékonyabb technológiákban évente és hektáronként 471 kg nitrogén környezeti terhet dolgozott fel a halastavi ökoszisztéma.”

### **2.3. Vízkezelés tavakban**

A halastótrágyázás egyik változata amikor a halastavakat mezőgazdasági eredetű, illetve biológiailag már tisztított szennyvizek elhelyezésére használják. A halastavak alkalmasak szennyvízkezelő technológiák kialakítására, mivel a táplálékláncukon keresztül az elfolyóvíz jelentős mennyiségű nitrogén-, foszfor- és szervesanyag-tartalma hasznosítható a tavi haltermelésben (PONYI et al., 1973; PONYI és BÍRÓ, 1975a, 1975b, 1975c; ELEKES, 1983; KOVÁCS és OLÁH, 1984; OLÁH et al., 1986b, GÁL et al., 2003). A tógazdasági halastavakban a szennyvizek elhelyezése, mint tótrágyázási technológia, a természetes hozam fokozása érdekében a hagyományos halastavi technológia mellett történik (DONÁSZY, 1958; WOYNÁROVICH, 1959b, 1982; KOVÁCS et al., 1979; EGRSZEGI, 1982; KÖRMENDI, 1984a, 1984b).

A szennyvíz tisztítására létesített tavak célja általában a biológiailag tisztított szennyvíz utótisztítása, és ilyenkor a rendszer állhat algás, halas és nádas tőegységekből. Ezekben az egységekben tovább folytatódik a természetes tisztulás, mely egyfelől környezetbarát, másfelől előnye, hogy számos élőlény számára nyújt élőhelyet, búvóhelyet, vagy csak táplálkozási lehetőséget (LAKATOS et al., 1997).

A halastavak terhelését, a szennyvíz tóba juttatásának módját, tartózkodási idejét, valamint más technológiai lépéseket úgy kell kialakítani, hogy a tavak vízminősége a haltermelés számára kritikus határértékeket ne haladja meg (DONÁSZY, 1965). A tó és életközössége akkor képes feldolgozni a beadagolt szerves anyagot, ha az adagolás üteme azonos a felhasználás ütemével (SCHROEDER, 1974; MOAV et al., 1977). Ezért a gyakorlatban a napi reggeli kijuttatást tartják a legeredményesebbnek (WOYNÁROVICH, 1991). A halastóban a szennyvíz elkeveredése, alapvető technológiai feltétel, mert a pontszerű bevezetés a bejuttatás helyén poliszaprób viszonyokat alakíthat ki (DONÁSZY, 1965). WOYNÁROVICH (1959a, 1959b)

1:3-5 arányú hígítóvíz alkalmazását javasolja kommunális szennyvíz halastóba történő bevezetésekor.

A halastavak mesterséges levegőztetés nélkül átlagosan 25-30 kg ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup> KOI<sub>sMn</sub> terhelést képesek feldolgozni (KOVÁCS et al., 1979). Az OVH Műszaki Irányelvei (MI-10.419-82) alapján hígítóvíz alkalmazása nélkül a halastavakba naponta bevezethető szennyvíz mennyisége 20 kg ha<sup>-1</sup> BOI<sub>5</sub> terhelés, háromszoros hígítás esetén 65 kg ha<sup>-1</sup>. BÍRÓ (1995) szerint szintén 65 kg BOI<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup> szervesanyag mennyiség helyezhető el halastavakban.

Hagyományos népesítésű, takarmányozott halastavakban EGRSZEGI (1982) elsődlegesen és másodlagosan kezelt szennyvíz bevezetésekor 80-90 %-os nitrogén és foszfor, illetve 40-60 %-os KOI<sub>sMn</sub> eltávolítást közölt. Takarmányozás nélkül 80-90 % BOI<sub>5</sub>, 60-70 % KOI<sub>sMn</sub> és 80-90 % nitrogén és foszfor eltávolítási határfok érhető el (KOVÁCS et al., 1979; KOVÁCS és OLÁH, 1984). EL-GOHARY et al. (1995) fakultatív-, stabilizációs- és halastóból álló vízkezelő rendszert alkalmazott ülepített kommunális szennyvíz tisztítására. 25 napos tartózkodási idő és 34,1 kg ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup> BOI<sub>5</sub> terhelés mellett 86,4 %-os ammónium, 49,3 %-os szerves nitrogén, 29,2 %-os összes foszfor, 89,7 %-os BOI<sub>5</sub> és 82,1 %-os lebegőanyag eltávolítási hatékonyságot értek el. LIANG et al. (1998) egy polikultúrás halastóban ért el 73,5 %-os BOI<sub>5</sub>, 93,4 %-os ammónium és 82,7 %-os ortofoszfát foszfor eltávolítási hatékonyságot.

COSTA-PIERCE (1998) halastavak és vizes élőhely összekapcsolásával alakított ki integrált vízkezelő rendszert, amelyet harmadlagosan kezelt kommunális szennyvíz utótisztítására használtak. A halastavakba polikultúrában tilápia hibridet (*Oreochromis mossambicus* x *O. ureolepis hornorum*), pontyot (*Cyprinus carpio*), fogaspontyot (*Gambusia affinis*) és vörös mocsári rákot (*Procambarus clarkii*) telepítettek. A vízínövényes tavakban vízi jácintot (*Eichhornia crassipes*) és kínai vízi spenótot (*Ipomea aquatica*) neveltek. A vízínövényes tóban a vízfelszín maximális makrofita borítása 50 % volt, amit rendszeres ritkítással értek el. A rendszer a térfogatának 20 %-át kitevő szennyvizet fogadott be hetente. A szennyvíz átlagos ammónium-, nitrát és ásványi nitrogén tartalma 8,9 és 3,7 mg L<sup>-1</sup> volt. A nitrogén eltávolítás hatékonysága 97 % volt.

## 2.4. Algás vízkezelő rendszerek

Algás vízkezelő rendszereket egyaránt használnak mezőgazdasági és kommunális szennyvizek kezelésére (FALLOWFIELD és GARETT, 1985; BOROWITZKA, 1998; SEVERIN-REYSSAC, 1998). A folyékony hulladékok kezelésére szolgáló természetes vízkezelő rendszereknek két típusa alakult ki: szennyvíz oxidációs vagy stabilizációs tavak, nemzetközi terminológiával „waste stabilisation pond” (WSP) és algás tavi rendszerek (high rate algal pond: HRAP). OSWALD (1995) szerint az algás tavak a leginkább költséghatékony szennyvízkezelő rendszerek.

HAMMOUDA et al. (1995), CROMAR et al. (1996) és DUMAS et al., (1998) mikroalgákat alkalmazott az intenzív haltermelésből származó elfolyóvíz kezelésére. Az édesvízi mikroalgás rendszerekben *Chlorella* és *Scenedesmus* fajok terjedtek el (HOMMOUDA et al., 1995). Az átlagos algaprodukción mértéke ezekben a rendszerekben  $15 \text{ g szárazanyag m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  (OSWALD, 1995). FALLOWFIELD és GARETT (1985) szerint az algaprodukción  $2,5$  és  $30 \text{ g szárazanyag m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  között változhat az algás tavakban.

Az algaprodukción számos tényező befolyásolja, úgymint a hőmérséklet, a fényerősség, a tó mélysége, a tápanyag-ellátottság, a pH, a víztest keverése, az adaptációs periódus, zooplankton szervezetek jelenléte és az algatörzsek közötti versengés (GOLDMAN és STANLEY, 1974; RICHMOND, 1983; OSWALD, 1988; BOROWITZKA, 1998).

A környezeti feltételek közül a fény az egyik legfontosabb tényező a nagy algasűrűségű és szervesanyag-tartalmú rendszereknél (GARCIA et al., 2000). Az algák kedvezőbb fény ellátottságát a víztest keverésével lehet fokozni. Keveréssel növelhető az optimális algasűrűség (HU és RICHMOND, 1994; RICHMOND, 1996) és csökkenthető algák ún. önárnyékoló hatása (HARTIG et al., 1988).

A legtöbb algatörzs képes a szerves és a szerves szén források hasznosítására is. A nagy szervesanyag-terhelésnek kitett algás tavakban az algák képesek heterotróf életműködésre, azaz szerves szén vegyületek felvételére is (NEILSON és LEWIN, 1974; CID et al., 1992). ABELIOVICH (1980) szerint az algák által felhasznált szerves szénnek a  $20$  és  $50 \%$  közötti része származhat a heterotróf szénfelvételtől.

Az algák által leginkább preferált nitrogénforma az ammónium (McCARTHY et al., 1997), azonban az algák az egyéb nitrogénforrásokat is képesek hasznosítani. Az algák az ureát az ammóniumhoz és a nitráthoz hasonlóan hasznosítják, ugyanakkor egyéb

szerves formában lévő nitrogén felvételére is képesek, ilyenek az amidok, a glutamin és az aszparagin (NEILSON és LARSON, 1980). Ugyanakkor a víz magas ammónium-tartalma gátolja az algaprodukciót. BOROWITZKA (1998) szerint 8,1 pH és 2,0 mM összes ammónium-tartalom felett az algák fotoszintézise mintegy felére csökken.

A fitoplankton szervezetek tápanyagfelvételénél az optimális N:P arány kb. 15:1, magas N:P aránynál (30:1) foszfor limitáltság, alacsony arány mellett (5:1) nitrogén limitáltság alakul ki (DARLEY, 1982).

A pH befolyásolja az algák számára hozzáférhető szerves szén mennyiségét, amennyiben a pH nagyobb mint 9, a szerves szén nagy része karbonát formájában található, amely nem hozzáférhető az algák számára. A magas pH az algák flokkulációját is okozhatja (SUKINEK és SHELEF, 1984; YAHİ et al., 1994).

A zöldalgák iránt egyre nagyobb érdeklődés mutatkozik, mint a haltermelésben felhasználható fehérje- és vitaminforrás (MUSTAFA és NAKAGAWA, 1995). Az algák magas, szárazanyag-tartalomra vetítve 50-65%-os fehérjetartalommal rendelkeznek, ugyanakkor főként az egysejtű algák esetében nehezen oldható meg a képződött alगतömeg letermelése. Az algák emészthetősége más táplálékszervezetekhez és a haltápokhoz képest rosszabb (SANDBANK és HEPHER, 1978), ezért több szerző a letermelt alगतömeg további feldolgozására tesz javaslatot (BECKER, 1986). Az alga biomassza hasznosításának legegyszerűbb és kézenfekvő megoldása, amikor közvetlenül halak vagy más vízi szervezetek fogyasztják azt, azonban mindössze néhány halfaj képes az algák hatékony legelésére vagy szűrésére.

BRUNE et al. (2003) hatékony eszköznél tartja a nílusi tilápiát (*Oreochromis niloticus*) az alगतömeg csökkentésére. TURKER et al. (2002) szerint a fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*) és a nílusi tilápiát egyaránt képes az alगतömeg kiszűrésére, de a tilápiát hatékonyabban szűrte az egysejtű zöldalgákat. GHOSH et al. (1999) egy hollandiai kísérletben szennyvízkezelő halastavakat fehér busával és ponttyal népesítette. A fehér busa a 8-100 µm-es tartományban szűr fitoplankton, a leggyakoribb általa kiszűrt táplálékszervezet 17-50 µm méretű, a pettyes busa 17-3000 µm nagyságú zoo- és fitoplankton, illetve detritusz részecskéket szűr, leginkább 50-100 µm-es tartományban (CREMER és SMITHERMAN, 1975). HERODEK et al. (1989), illetve LAWS és WEISBURD (1990) szerint a fehér busa a 10 µm feletti táplálékszervezeteket képes kiszűrni, ugyanakkor SMITH (1985) véleménye szerint a fehér busa hatékonyan

csak a 40 µm-es méret felett szűr. BITTERLICH (1985) megállapítja, hogy a fehér busa nem képes hatékonyan emészteni a fitoplankton. BITTERLICH és GNAIGER (1984) véleménye szerint a tilápiafélék képesek talán egyedül hatékonyan emészteni a zöldalgákat. BEVERIDGE et al. (1991) szerint a tilápiafélék elsősorban bentikus gerincteleneket és detritusz fogyasztanak, de képesek az 5 µm-es táplálékszervezetek kiszűrésére is. A halakon kívül más alsóbbrendű szervezetek is eredményesen fogyasztják a zöldalgákat. SEVERIN-REYSSAC (1998) zooplanktonnal (*Daphnia magna*) csökkentette eredményesen a képződő algabiomasszát. Ugyanakkor az algabiomassza kiszűrésére kagylót alkalmazott NEORI et al. (2000) (*Haliotis discus hannai*) és WANG (2003) (*Crassostrea virginica*).

## 2.5. Integrált haltermelő rendszerek

Különböző intenzitású haltermelő egységek összekapcsolásával növelhető a haltermelés transzformációs hatékonysága, illetve mérsékelhető a haltermelés káros környezeti hatása. Ilyen integrált haltermelő rendszereket először Izraelben hoztak létre (AVNIMELECH et al., 1986; DIAB et al., 1992).

### *Alga-hal integrált rendszerek*

Az USA-ban félüzemi körülmények között is eredményesen alkalmazták, az úgynevezett szétválasztott komponensű tórendszert (Partitioned Aquaculture System – PAS), amely egy algás vízkezelő egység, illetve egy tilápia (*Oreochromis niloticus*) és csatorna harcsa (*Ictalurus punctatus*) nevelő egység összekapcsolásával jött létre (DRAPCHO és BRUNE, 2000; TURKER et al., 2002). A rendszer a monokultúrában történő csatornaharcsa termelés alternatívájaként vehető figyelembe. A szétválasztott komponensű tórendszer egy magas népesítési sűrűségű átfolyóvizes ktrecekből álló haltermelő részből, és egy algakultúrát tartalmazó oxidációs csatornából áll. A két rész között folyamatos vízforgatás történik. Az oxidációs csatornában található algabiomassza hatékony szabályozója a szerves és egyéb nitrogéntartalmú anyagcseretermékeknek. Az algaprodukciónak mértéke 5-10 g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> volt (DRAPCHO és BRUNE, 2000), amely meghaladja az OLÁH (1985) által bemutatott, trágyázott halastavakban mért elsődleges termelés mértékét. Az algaprodukciónak a takarmánnyal bekerült nitrogénnek és foszfornak a 38 és 30 %-át kötötte meg (BRUNE et al., 2003). A képződött algatömeget a kiegészítő jelleggel nevelt, szűrő táplálkozású tilápia

szabályozta. Az algás tóban az alga-, és a baktériumbiomassza aránya 60:40 % volt. A tilápia egy kilogramm súlygyarapodáshoz 2,2 kg szárazanyag-tartalmú alga-baktérium biomasszát fogyasztott el (BRUNE et al., 2003). A tilápia tömeggyarapodásával a rendszerbe kerülő nitrogén 9, a foszfor 10 %-a akkumulálódott. A haltermelő rendszerben a tóterület mindössze 5%-a szolgált a halak nevelésére, a rendszer többi része algamező volt. TURKER et al. (2002) által leírt 0,8 hektáros haltermelő rendszer üzemeltetése során a hagyományosnál négyszer magasabb hozamokat értek el (19,6 t ha<sup>-1</sup> harcsa és 6,1 t ha<sup>-1</sup> tilápia), miközben a rendszer vízigénye a hagyományos rendszerekének csak mintegy nyolcada volt.

### *Baktérium-hal integráció*

Az intenzív tavi haltermelés fő korlátját a felhalmozódó anyagcsere-melléktermékek, különösen az ammónium megnövekvő koncentrációja következtében fellépő vízminőségi problémák jelentik (COLT és ARMSTRONG, 1981). A vízminőség fenntartásának hagyományos módja, a rendszeres és nagymértékű vízcseré azonban jelentős költséggel és környezetterheléssel jár együtt. Először AVNIMELECH és MOKADY (1988) mutatott rá, hogy egy megfelelően levegőztetett és kevert vízü, korlátozott vízcserével üzemelő tavi rendszer az átfolyóvízes rendszerekéhez hasonló intenzitású halnevelést tesz lehetővé. AVNIMELECH (1999) egy későbbi tanulmányában felhívja a figyelmet a kiegészítő szénhidrát adagolásának, mint a szénpótlás jelentőségére a halnevelő telepek vízminőségének szabályozásában. Izraelben egyre szélesebb körben alkalmazzák az AVNIMELECH et al. (1994) által bemutatott, úgynevezett minimális vízcserével működő intenzív tórendszert. A rendszer alapelve az AVNIMELECH et al. (1989) által leírt intenzíven levegőztetett halastó bakteriális fehérje szintézisén alapul, amely megköti a haltermelés során felszabaduló szerves nitrogéntartalmat. A folyamat kulcsa a haltermelő egységbe történő rendszeres magas szénhidráttartalmú növényi liszt bejuttatása, amely táplálékot és egyúttal felületet biztosít a bakteriális produkcióhoz. Az eljárás lényege, hogy a tavakban keletkező szerves anyagok lebontása viszonylag jól szabályozott, állandó bakteriális folyamatok révén történik, amely egyben *in situ* fehérje szintézist is jelent. Ezáltal az intenzív halastó bioreaktorként működik és a kémiai és a biológiai folyamatok szabályozásával biztosítható a megfelelő környezet a haltermelés számára. A rendszerben a bakteriális folyamatok szabályozása az eleveniszap egy részének rendszeres eltávolításából, szerves szén vegyületek adagolásából, és intenzív

levegőztetésből áll. Egy jól üzemeltetett rendszerben a napi vízcsera mértéke 3%-ra csökkenthető. A félüzemi kísérletekben tilápia és ponty nevelése során átlagosan 30 kg m<sup>-3</sup> hozamokat értek el. A bakteriális fehérjefogyasztás következtében a halak nagyobb növekedési sebességet értek el, valamint javult a fehérjehasznosulás mutatója is. A rendszer működése alatt tilápia nevelésével 45 %-os fehérje transzformációs hatékonyságot értek el (AVNIMELECH et al., 1994). A takarmányozási költség a hagyományos intenzív technológia költségeinek 2/3-a volt, anélkül, hogy a halhozamok és a halhús minősége csökkent volna. Mivel a tápanyag-eltávolítás magában a magas „eleveniszap” aktivitású halastóvízben történik, a rendszerben csak olyan fajok nevelhetők (elsősorban tilápia és ponty), amelyek jól bírják ezeket a körülményeket, illetve hasznosítani is tudják a másodlagosan előállított fehérjetömeget. (AVNIMELECH és MOKADY (1988) korábban már rámutatott arra, hogy a tilápiafajok képesek közvetlenül is hasznosítani a mikrobiális fehérjét.)

#### *Integráció egyéb tavi rendszerekkel*

A vizes élőhelyek – nemzetközi terminológiával a wetland-ek – nagy hatékonysággal képesek eltávolítani a mezőgazdasági eredetű szerves- és tápanyagterhelést (LAKATOS et al., 1997; COSTA-PIERCE, 1998; SARTORIS et al., 2000). A halastó-wetland kombinált rendszerben egy intenzív medencés haltermelő egység és megfelelő számú, valamint méretű polikultúrás halastó összekapcsolásával feldolgozható az intenzív haltermelés elfolyóvizének szerves anyag terhelése és szerves tápanyagtartalma. Az elfolyóvíz bevezetése a polikultúrás halastavakba kiválthatja a haltakarmányt, valamint a szerves- és műtrágyázást. A rendszer felhasználja a víztestnek, melyben a halakat nevelik, az algák és vízínövények által előállított – korábban nem hasznosított – elsődleges termelését (KOVÁCS és OLÁH, 1984), valamint kivonják és testükbe beépítik a bevezetett szennyvíz tápanyagtartalmának egy részét. A tápanyag-eltávolítás, azaz a tisztítás hatásfoka még tovább növelhető vízínövényzettel benőtt sekély tavak bekapcsolásával, amelyeken átvezetve a halastavakból elfolyó vizet, annak tápanyag- és lebegőanyag-tartalma tovább csökken (LUEDERITZ et al., 2001). A KEREPÉCZKI et al. (2003) által publikált kísérleti rendszer épített földmedrű halastavak és vízínövényes tavak kombinációjából áll, alkalmazása környezetbarát lehetőséget teremt egy intenzív haltermelő telep elfolyóvizének kezelésére. A halastó-wetland rendszer egy afrikai harcsát előállító intenzív medencés telep elfolyóvizének tisztítására épült. A rendszer két halastó és szintén két vízínövényes tó sorba kapcsolásával jött létre. A halastavak és

vízínövényes tavak alapterülete egyenként 2500 m<sup>2</sup>, víztérfogatuk egyenként mintegy 3750 m<sup>3</sup> (vízmélység: 1,5 m), a két vízínövényes tó területe szintén 2500 m<sup>2</sup>, a vízmélység átlagosan 60 cm volt. A két halastó népesítése polikultúrában történt vegyes korosztályú halállománnyal, melynek nagy részét a szűrő táplálkozású fehér busa tette ki 70 %-os arányban (960 kg ha<sup>-1</sup>), az üledékben táplálkozó ponty aránya 30 % (428 kg ha<sup>-1</sup>) volt. A halastavakban kiegészítő takarmányozás nem történt, a halak a magas tápanyagkínálat eredményeként elszaporodó természetes táplálékot, illetve befolyóvízzel érkező tápmaradványokat fogyasztották. A magas népesítési sűrűség mellett 2774 kg ha<sup>-1</sup> busa és 732 kg ha<sup>-1</sup> ponty bruttó halhozamot értek el. A rendszer a bekerült összes lebegőanyag és szerves lebegőanyag, valamint az ammónium-, ortofoszfát ion, mennyiségének legalább 90%-át eltávolította, ebbe az átlagértékbe beletartoztak azok az őszi hónapok is, amikor a hőmérséklet csökkenésével lelassultak a tavakban az anyagcsere-folyamatok és romlott a tisztítás hatékonysága is. A többi paraméter eltávolítására kapott értékek – az ásványi nitrogénre 79%, az összes szerves nitrogénre 63%, az összes nitrogénre 67%, az összes foszforra 75% – azt mutatják, hogy a rendszer feldolgozta vagy megkötötte ezeknek a tápanyagformáknak is megközelítőleg a kétharmadát.

A perifiton a vízben lévő szilárd felületeken létesült mikroflóra (WETZEL, 1975), amely alga-, baktérium-, állati- és egyéb heterotróf szervezetek által kialakított életközösség. Ezen életközösségek fontos szerepet töltenek be a természetes vizek és a halastavak termelő folyamataiban az általuk létrehozott jelentős mennyiségű szerves anyag révén. A perifiton a lebegő egysejtű algákkal ellentétben, a vízben élő halfajok nagy része számára könnyen hozzáférhető táplálék. A perifiton termelődésére alkalmas felületek létesítésével növelhető a halastavakban képződő természetes táplálék mennyisége (K. KISS et al., 2004). Ezen túl a perifiton alkalmas a halastavak vízminőségének javítására is (LAKATOS et al., 1999). A perifiton alkalmazásának vizsgálatára haltermelő rendszerek esetében már sor került trópusi (AZIM, 2001), illetve szubtrópusi (MILSTEIN és LEV, 2004) halastavaknál, ahol a természetes hozam megduplázódásáról számoltak be. Ugyanakkor felvetődött a perifiton vízkezelő egységként történő integrálásának lehetősége egy intenzív recirkulációs rendszer részeként. SERETI et al. (2004) egy létesített perifitonos víztisztító egységet alkalmaztak, amely egy recirkulációs rendszer részeként üzemelt.

### 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

#### 3.1. Termelő halastavak környezeti hatásának vizsgálata

##### 3.1.1. Vizsgált halastavak

A vizsgálatba 23 különböző, 1998-ban és 1999-ben működtetett halastavat vontunk be. A vizsgált halastavak mérete 0,6-117 hektár között változott. A halastavak a Magyarországon jellemző kiegészítő gabona takarmányozáson alapuló, ponty-domináns, félintenzív tógazdálkodási technológiával üzemeltetett tavak közé tartoznak. Törekedtünk arra, hogy a tógazdálkodást folytató körzeteket jellemző (Észak-Alföld, n=6; Közép-Alföld, n=4; Dél-Alföld, n=4; Dunántúl, n=9), különböző nagyságú és népesítési szerkezetű tavait egyaránt bevonjuk a vizsgálatba (1. táblázat).

1. táblázat. A vizsgált halastavak

Tavak sorszáma (No)	Tavak mérete (ha)	Bruttó hozam (kg ha <sup>-1</sup> )	Kihelyezés (kg ha <sup>-1</sup> )	Ponty arány (%)
1	3	2447	ivadék	41
2	15	1086	351	31
3	88	948	338	69
4	93	1190	506	76
5	58	898	417	79
6	100	1315	508	60
7	44	1244	273	82
8	7	2097	ivadék	83
9	40	824	467	98
10	40	848	196	97
11	46	1085	154	94
12	117	505	216	72
13	69	738	439	85
14	71	894	464	75
15	46	906	241	89
16	13	1204	354	93
17	13	2090	638	97
18	19	753	ivadék	70
19	40	1176	518	97
20	70	1235	494	96
21	70	2003	731	79
22	20	1900	190	95
23	0,6	2188	177	90

### 3.1.2. Vizsgálati paraméterek

Az elemzések elvégzése érdekében a tavak technológiai paramétereit (népesítés, lehalászás, takarmányozás, trágyázás) a halastavak termelési nyilvántartása alapján összesítettük. A tavak elfolyóvizének mennyiségét a tavak térfogatából, ugyanakkor a tavakat feltöltő vízének mennyiségét a tenyésztidőszak alatti veszteséggel ( $k=1,6$ ) megnövelt térfogatokból becsültük. A tavak be- és elfolyóvizének, valamint üledékének nitrogén-, foszfor- és szerveszén-tartalmát laboratóriumi analízissel határoztuk meg. A vízkémiai analízis kiterjedt az ammónium-, a nitrit- és a nitrát-nitrogén, az oldott és a formált szerves nitrogén, az oldott reaktív foszfát- és az összes foszfor, a kémiai oxigén igény ( $KOI_{sMn}$ ), az összes és a szerves lebegőanyag, valamint az a-klorofill koncentrációk meghatározására. A vízkémiai paraméterek mérése az MSZ, MSZ ISO és APHA szabványok szerint történt. A fotoszintetikus pigmentek meghatározása Whatman GF/C szűrőpapíron átszűrt vízminta 90 %-os acetonban való extrakcióját követően fotometriával történt (FELFÖLDY, 1987; APHA, 1998; NÉMETH, 1998). A vizsgált halastavak jellemző vízkémiai paramétereit a 2. táblázat tartalmazza. A be- és elfolyóvíz vízkémiai paramétereit között szignifikáns különbség ( $P<0,05$ ) nem volt. A takarmány, a trágya és a halbiomassza tápanyagtartalmát a 3. táblázatban közölt adatokból számoltuk.

2. táblázat. A vizsgált halastavak feltöltő és elfolyó vizének főbb vízkémiai paramétereit

	Feltöltő víz			Elfolyó víz		
	Átlag	Szórás	Medián	Átlag	Szórás	Medián
Vezetőképesség ( $\mu S\ cm^{-1}$ )	634	235	587	631	235	570
$NH_4-N$ ( $mg\ L^{-1}$ )	0,106	0,078	0,117	0,079	0,146	0,018
$NO_2-N$ ( $mg\ L^{-1}$ )	0,059	0,051	0,032	0,033	0,022	0,033
$NO_3-N$ ( $mg\ L^{-1}$ )	0,452	0,331	0,478	0,220	0,148	0,199
Összes N ( $mg\ L^{-1}$ )	2,51	1,25	2,69	1,64	2,19	0,752
$PO_4-P$ ( $mg\ L^{-1}$ )	0,222	0,139	0,161	0,199	0,267	0,112
Összes P ( $mg\ L^{-1}$ )	0,573	0,572	0,310	0,366	0,509	0,198
Szerves lebegőa. ( $mgL^{-1}$ )	23,8	13,4	19,6	30,2	20,5	27,9
$KOI_{sMn}$ ( $mg\ O_2\ L^{-1}$ )	10,8	3,46	9,20	9,31	2,53	8,90
Klorofill-a ( $\mu g\ L^{-1}$ )*				83,1	52,7	64,8

\* A tenyésztidőszak alatti átlag

**3. táblázat.** A tápanyagmérleg számításakor alkalmazott értékek (BOCZ, 1992; FEKETE és GIPPERT, 1988; SCHERZ és SENSER, 1994 alapján)

	<b>Nitrogéntartalom</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Foszfortartalom</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Szervesanyag-tartalom</b> (g kg <sup>-1</sup> )
<b>Hal</b>	29	2,47	242
<b>Szerves trágya</b>	6	1,53	165
<b>Búza</b>	20,9	3,72	909
<b>Kukorica</b>	17,9	2,52	870
<b>Borsó</b>	37,4	4,50	870

Vizsgáltuk a halastavak felső 10 cm-es üledékének a tenyésztési időszak azonos időszakában (augusztus utolsó hete-szeptember első hete) mért szerves szén, nitrogén és foszfor koncentrációit. Az üledékmintákat Adamik-féle mintavevővel vettük (JANURIK, 1985). Minden tóból három mintavételi ponton 3 kiszúrással, összesen 9 rész minta vétele történt, amelyből tavanként képeztünk egy átlagmintát. Az üledékminta nedvességtartalmának meghatározása 105 °C-os hőmérsékleten tömegállandóságig való szárítással történt az MSZ 12379-2:1978 szabvány szerint. Az izzítási veszteség meghatározása a száraz minta 700 °C-os izzítását követő maradéktömeg mérésével az MSZ 318-3:1979 szabvány szerint történt. Az összes szervesszén-tartalom meghatározását a szárított üledékmintából a minta karbonáttartalmának savazással történő eltávolítása után szervesszén-analízátorral végeztük (Elementar highTOC). Az üledékminta nitrogén- és foszfortartalmának meghatározása kénsavas kálium-peroxidszulfátos extrakciós eljárással történt (FELFÖLDY, 1987). A roncsolás során valamennyi foszforvegyület ortofoszfát formába került, amit foszfor-molibdénkék formában spektrofotométerrel mértük (UNICAM UV 4-200). A nitrogén meghatározás a vízgőz-desztillációs ammónia elnyeletést követő indofenolkék reakció elvén történt fotometriával az MSZ-ISO 7150-1:1992 szabvány szerint. Az üledékminták szerves anyag, nitrogén és foszfor értékei a 4. táblázatban találhatóak.

**4. táblázat.** Összes nitrogén (TN), összes foszfor (TP) és szerves szén (TOC) koncentrációk alakulása a halastavak üledékében szárazanyagra vonatkoztatva ( $\text{mg g}^{-1}$ )

<b>A tavak száma</b>	<b>TN</b>	<b>TP</b>	<b>TOC</b>
<b>1</b>	5,91	3,83	8,48
<b>2</b>	7,30	3,13	14,7
<b>3</b>	2,88	0,897	9,34
<b>4</b>	3,47	1,16	6,52
<b>5</b>	3,65	0,827	12,1
<b>6</b>	3,47	0,974	7,55
<b>7</b>	5,74	1,14	8,63
<b>8</b>	4,00	1,03	12,2
<b>9</b>	2,60	0,784	5,83
<b>10</b>	2,87	0,522	2,13
<b>11</b>	2,88	0,899	2,08
<b>12</b>	2,66	0,883	3,50
<b>13</b>	15,1	1,12	137
<b>14</b>	19,4	1,54	162
<b>15</b>	13,2	1,43	116
<b>16</b>	5,83	1,16	27,7
<b>17</b>	5,92	1,07	26,0
<b>18</b>	5,39	1,09	26,0
<b>19</b>	6,18	1,05	23,0
<b>20</b>	4,60	1,10	22,7
<b>21</b>	6,46	1,52	41,7
<b>22</b>	1,35	0,795	11,9
<b>23</b>	1,97	0,775	14,2
<b>átlag</b>	<b>5,77</b>	<b>1,25</b>	<b>30,5</b>
<b>szórás</b>	<b>4,42</b>	<b>0,750</b>	<b>43,3</b>
<b>medián</b>	<b>4,60</b>	<b>1,07</b>	<b>13,2</b>

### **3.1.3. Elemzési módszerek**

*Tápanyagmérleg:*

A tápanyag áramlási számításokat a következők szerint végeztem: kibocsátás = kikerülő tápanyagok – visszatartott tápanyagok.

A tápanyagmérleg kiszámítása:

$$\text{Mérleg (visszatartás)} = \text{összes bekerült tápanyag} - \text{összes eltávozott tápanyag}$$

A begyűjtött és mért adatok alapján minden tónak kiszámítottuk az éves egyszerűsített nitrogén, foszfor és szervesanyag mérlegét, amelyet a befolyóvízzel, a népesítéssel, a trágyával és a takarmánnyal bekerült összes tápanyagmennyiség, illetve a tavakból lehalászott halbiomasszával és az elfolyóvízzel kikerült összes tápanyagmennyiség közötti különbségeként kaptunk meg. Az egyszerűsített tápanyagmérleg kiszámítása során a szakirodalomban közölt módszert követtük (KNÖSCHE et al., 2000; SCHNEIDER et al., 2005). A mérleg kifejezhető  $\text{kg ha}^{-1}$ , vagy az összes input százalékában.

*Be- és elfolyóvíz tápanyagmérleg (víz-tápanyag mérleg vagy nettó kibocsátás):*

A tavak környezetükre gyakorolt hatásának elemzése érdekében elkészítettük a tápanyag-víz mérleget, amelyet a feltöltő vízzel érkező és az elfolyóvízzel távozó tápanyag mennyiségek különbségéből kalkuláltuk.

*Halhúsba beépített tápanyagok:*

A haltömeg gyarapodás formájában (nettó hozam) visszatartott tápanyagok aránya az összes input tápanyag százalékában.

$$\text{TH} (\%) = \frac{\text{TA}_{\text{HALKI}} - \text{TA}_{\text{HALBE}}}{\text{TA}_{\text{BE}} - \text{TA}_{\text{HALBE}}} \times 100$$

ahol TH: Nettó hozamban akkumulálódott tápanyag

$\text{TA}_{\text{HALKI}}$ : a lehalászott haltömeg tápanyagtartalma

$\text{TA}_{\text{HALBE}}$ : a népesítéssel bekerült tápanyagok mennyisége

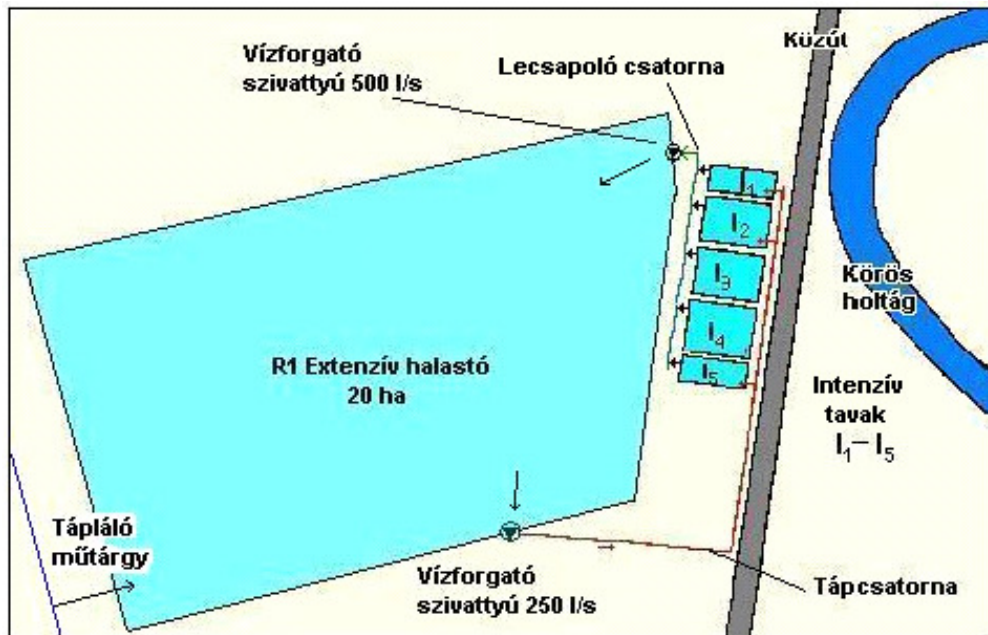
$\text{TA}_{\text{BE}}$ : összes bekerült tápanyagmennyiség

## **3.2. Kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer vizsgálata**

### **3.2.1. A kísérleti rendszer kialakítása és működése**

A kísérleti rendszer kialakítása 1998-ban történt (HAKI, Szarvas, Iskolaföld). Az üzemi kísérletsorozatot 1999 és 2001 között hajtottuk végre. A vizsgált tórendszer intenzív és extenzív tavak összekapcsolásával jött létre. A kísérleti tórendszer intenzív része öt, 1,0 hektár összterületű, 1,5 méteres vízmélységű intenzív tóból, valamint egy 20 hektár területű, 1 méteres vízmélységű vízkezelő, extenzív tóból állt (1. ábra). A kísérleti rendszer intenzív és extenzív része közötti vízforgatást szivattyúkkal biztosítottuk. Az intenzív tavak és az extenzív vízkezelő tó térfogat aránya 1999-ben 1:18, 2000-ben és 2001-ben 1:13,5 volt. A rendszer zártan üzemelt év közben, a működése során vízcseré

nem történt, mindössze a párolgásból származó vízvesztesség került pótlásra. A tavak lecsapolására évente egy alkalommal, a lehalászási időszak alatt került sor.



**1. ábra:** A kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer vázlatja  
(HAKI, Szarvas, Iskolaföld)

### 3.2.2. Alkalmazott technológia

A kombinált haltermelő rendszer intenzív tavain alkalmazott technológia jellemzői a magas népesítési sűrűség, az intenzív takarmányozás és a folyamatos vízátfolyás. A rendszer működése során az intenzív tavak elfolyó vizének kezelése az extenzív halastóban történt. Az extenzív halastó ökoszisztémája részt vett az intenzív tavakból távozó tápanyagok átalakításában, visszatartásában és egy újabb haltermelési ciklusban való hasznosításában. A vízkezelésre szolgáló halastóban olyan halfajok: pontyot (*Cyprinus carpio*), fehér busát (*Hypophthalmichthys molitrix*) és pettyes busát (*Aristichthys nobilis*) neveltünk ritka népesítéssel, kiegészítő gabona takarmányozással, amelyek fő tápláléka az intenzív tavak elfolyóvizének tápanyagtartalmát hasznosítva, a tóban elszaporodó természetes táplálék. Az így kezelt víz visszaforgatásra került az intenzív tavakba, ezáltal csökkenthető volt a haltermelés vízigénye és a környezetbe kibocsátott szerves- és szervesanyag-terhelés.

A rendszer működése során, 1999-ben a kisméretű intenzív tavak közül az I2-es, I3-as, és az I4-es üzemelt magas népesítéssel, folyamatos vízfolyás mellett. Az R1 jelű extenzív tó az intenzív tavakról elfolyó víz kezelésére, tisztítására szolgált. Az extenzív és intenzív tófelület aránya 27:1, térfogat aránya 18:1 volt 1999-ben.

A 2000. év során a vízforgatásba bekapcsolt intenzív tavak számának növelésével a rendszer terhelése emelkedett (az előző évi három kisméretű intenzív tavakon túl az I1-es, és az I5-ös tó is bekapcsolásra került a vízforgatásba), aminek következtében az extenzív és intenzív tófelület aránya 20:1, térfogat aránya 13:1-re csökkent. A 2001. évben követtük a 2000. évi gyakorlatot, amelynek során az extenzív és intenzív tótérfogat aránya 13:1 volt. Az előző évitől eltérő népesítési arányokat valósítottunk meg a 2001. év során, afrikai harcával népesítettünk az I1-es, I2-es, és az I5-ös tavakon, amelynek eredményeképpen megnőtt az extenzív tó tápanyagterhelése. A kísérleti rendszer népesítési és takarmányozási adatait, valamint hozamait az 5. táblázatban foglaltuk össze.

A rendszer működése alatt folyamatosan rögzítettük a rendszert feltöltő víz, az év közbeni vízpótlás, a tavak között forgatott víz, illetve a lehalászaskor távozó víz mennyiségét. A kísérleti tavakon átáramoltatott víz mennyiségét naponta a tavak kifolyójánál mérőbukóval mért másodpercenkénti vízfolyás és a szivattyúk napi üzemideje alapján határoztuk meg. A vízhozam meghatározásánál a bukó mögött felduzzadt és a bukóél fölötti víz magasságát mértük. A vízfolyást a következő hidraulikai képlettel becsültük:

$$Q = m * b * h^{3/2} \text{ [m}^3\text{/óra]}, \text{ ahol}$$

Q= vízhozam,

b= bukóél hossza,

m= átbukási tényező,

h= a felvív magassága a bukóél fölött.

A napi vízcseréje aktuális mértéke az intenzív tavakon 3-53 %, az extenzív vízkezelő tó esetében 0,65-3,6 % között változott. A tenyésztési időszak alatti napi átlagos vízcseréje mértéke az intenzív tavakon 11-26 %, a vízkezelő tó esetében 1,8 % volt. A kísérleti tavak vízcseréjének mértéke és a víz tartózkodási ideje a 6. táblázatban található.

**5. táblázat.** A tavi recirkulációs rendszer kihelyezési, takarmányozási és hozam adatai

<b>Tó száma</b>	<b>I1</b>		<b>I2</b>			<b>I3</b>			<b>I4</b>			<b>I5</b>		<b>R1</b>		
<b>Tó területe (m<sup>2</sup>)</b>	1.320		2.475			2.365			2.585			1.265		200.000		
<b>Kísérleti év</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>1999</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>1999</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>1999</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>1999</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>
<b>Kihelyezés időpontja</b>	május 31.	május 22.	április 21.	június 10.	május 22.	április 21.	április 21.	április 21.	április 21.	április 21.	június 13.	június 28.	május 22.	márc. 18.	márc. 18.	márc. 21.
<b>Kihelyezett halfaj</b>	afr. harcsa	afr. harcsa	ponty	ponty	afr. harcsa	ponty	ponty	ponty	ponty	ponty	ponty	tilápia	afr. harcsa	ponty/ amúr	ponty	ponty/ busa
<b>Kihelyezési átlagtömeg (g)</b>	340	500	25	előnevelt	800	25	25	25	25	240	előnevelt	30	30	25	32	30/85
<b>Kihelyezett darabszám</b>	7.647	7.000	2.530	60.000	3.125	3.350	5.500	3.000	4.120	1.500	20.000	8.470	3.125	106.500/ 5.600	120.000	120.000/ 5.000
<b>Kihelyezett darabszám (db/ha)</b>	57.932	53.030	10.222	242.400	12.685	14.165	23.260	12.685	15938	5.800	77.369	66.960	24.704	5.325/280	6.000	6.000/250
<b>Kihelyezett haltömeg (kg)</b>	2.600	3.500			2.500	84	138	75	103	360		254	2.500	2.812	3.800	3.800
<b>Kihelyezett haltömeg (kg/ha)</b>	19.700	26.515	255		10.101	355	556	317	400	1.522		2.008	19.763	141	190	190
<b>Takarmányozás</b>	táp (48% feh.tart.)	táp (48% feh.tart.)	táp (24% feh.tart.)/ gabona	táp (24% feh.tart.)/ gabona	táp (48% feh.tart.)	táp (24% feh.tart.)/ gabona	táp (24% feh.tart.)	táp (24% feh.tart.)	táp (24% feh.tart.)/ gabona	táp (24% feh.tart.)	táp (24% feh.tart.)	táp (35% feh.tart.)	táp (48% feh.tart.)	gabona	gabona	gabona
<b>FCR</b>	1,92	1,68	3,64	5,45	2,65	4,60	3,82	1,96	4,00	5,35	-	1,24	2,48	2,39	2,39	2,67
<b>Felhasznált takarmány mennyiség</b>	9.590	5.760	1.975/455	9.20/1775	4.320	2.175/501	3.775	992	2.500/565	5.135	0	1.241	4.320	64.960	81.800	
<b>Lehalászási egyedsúly (g)</b>	1.400	1.200	330	20	1.800	240	270	280	180	1.130	**	119	1.600	390/250	380	300/1.100
<b>Bruttó hozam (t/ha)</b>	57,65	52,5	2,97	3,34	16,7	2,98	5,46	2,5	2,98	5,75	**	9,75	31,8	1,54/0,052	1,90	1,55
<b>Nettó hozam (t/ha)</b>	37,80	26,0	2,72	3,34	6,6	2,62	4,88	2,1	2,62	4,36	**	7,74	12,0	1,40/0,045	1,71	1,35
<b>Megmaradás (%)</b>	71	83	89	69	73	82	87	69	92	88	**	122*	80	74/72	83	65/69

\* vadívásból kifolyólag

\*\* az állománv oxigénhiánv miatt elbusztult

6. táblázat. A napi vízcsera mértéke és a víz tartózkodási ideje (DT) az intenzív tavakban és az extenzív halastóban

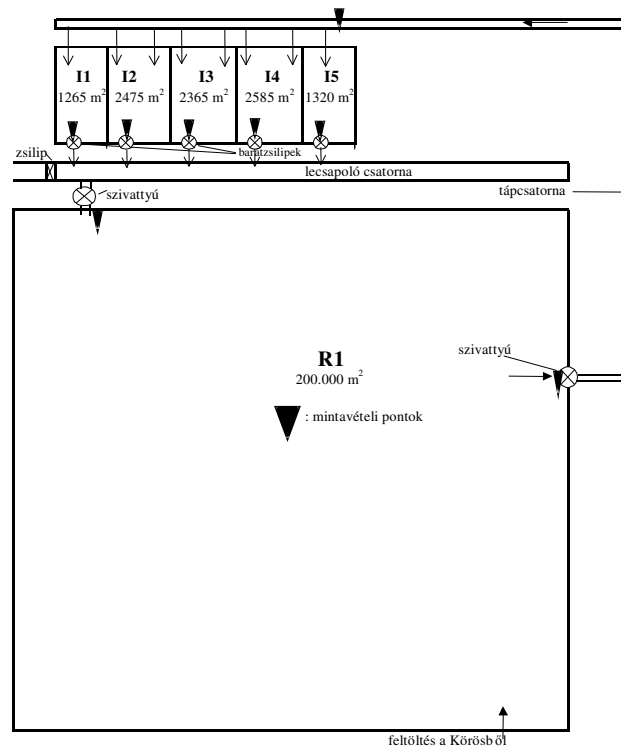
időpont:	I <sub>1</sub>			I <sub>2</sub>			I <sub>3</sub>			I <sub>4</sub>			I <sub>5</sub>			R <sub>1</sub>		
	vízcsera (m3)	napi (%)	DT (nap)	vízcsera (m3)	napi (%)	DT (nap)	vízcsera (m3)	napi (%)	DT (nap)	vízcsera (m3)	napi (%)	DT (nap)	vízcsera (m3)	napi (%)	DT (nap)	vízcsera (m3)	napi (%)	DT (nap)
<b>1999</b>																		
júl.1-10.				1.232	3	0,3	1.386	4	0,4	1.221	3	0,3				3.839	0,2	0,02
júl.11-20.				4.229	11	1,0	4.289	12	1,0	5.307	13	1,0				13.825	0,7	0,08
júl.21-31.				8.200	20	1,6	8.370	21	1,7	9.959	21	1,6				26.529	1,3	0,13
aug.1-10.				11.017	28	2,1	10.713	28	2,1	14.256	32	2,2				35.986	1,8	0,17
aug.11-20.				15.017	38	2,7	14.605	39	2,7	17.118	38	2,5				46.740	2,3	0,21
aug.21-31.				15.468	36	2,3	19.063	46	3,0	20.566	41	2,5				55.097	2,8	0,22
szept.1-10.				13.500	34	2,1	18.035	48	2,9	17.847	39	2,3				49.382	2,5	0,20
szept.11-20.				10.302	26	1,5	13.100	35	2,0	14.132	31	1,7				37.534	1,9	0,15
szept.21-27.				6.906	25	1,4	9.538	36	2,0	8.943	28	1,4				25.387	1,3	0,13
<b>Összesen:</b>				<b>85.871</b>			<b>99.099</b>			<b>109.349</b>						<b>294.319</b>		
átlag					<b>25</b>	<b>1,7</b>		<b>30</b>	<b>2,0</b>		<b>27</b>	<b>1,7</b>					<b>1,6</b>	<b>0,15</b>
szórás				<b>4.868</b>	<b>12</b>	<b>0,7</b>	<b>5.900</b>	<b>15</b>	<b>0,9</b>	<b>6.301,6</b>	<b>13</b>	<b>0,8</b>				<b>16.926</b>	<b>0,8</b>	<b>0,07</b>
<b>2000-2001</b>																		
jún.12-20.	1.375	7	14,3	3.738	10	10,0	4.679	14	7,1	1.887	5	20,0	0	0	0,0	11.679	0,65	154,1
jún.21-30.	1.603	8	12,5	3.983	10	10,0	4.566	12	8,3	2.663	6	16,7	71	0,3	333,3	12.886	0,72	139,7
júl.1-10.	1.867	9	11,1	5.591	14	7,1	6.022	16	6,3	5.203	12	8,3	1.189	5	20,0	19.872	1,10	90,6
júl.11-20.	1.770	8	12,5	8.464	21	4,8	9.599	25	4,0	6.727	15	6,7	2.172	10	10,0	28.732	1,60	62,6
júl.21-31.	4.562	20	5,0	7.324	17	5,9	8.211	20	5,0	6.700	13	7,7	2.927	12	8,3	29.724	1,65	60,6
aug.1-10.	6.046	29	3,4	6.923	17	5,9	7.306	19	5,3	6.309	14	7,1	3.200	14	7,1	29.784	1,65	60,4
aug.11-20.	9.323	44	2,3	12.946	33	3,0	13.274	35	2,9	12.916	29	3,4	4.669	21	4,8	53.128	2,95	33,9
aug.21-31.	12.380	53	1,9	16.028	37	2,7	16.968	41	2,4	14.966	30	3,3	4.467	18	5,6	64.809	3,60	27,8
szept.1-10.	10.871	51	2,0	11.602	29	3,4	12.316	33	3,0	10.096	22	4,5	3.757	17	5,9	48.642	2,70	37,0
szept.11-22.	7.856	31	3,2	6.662	14	7,1	6.985	15	6,7	5.063	9	11,1	2.548	10	10,0	29.114	1,62	61,8
<b>Összesen:</b>	<b>57.653</b>			<b>83.261</b>			<b>89.926</b>			<b>72.530</b>			<b>25.000</b>	<b>10,7</b>	<b>9,3</b>	<b>328.370</b>		
átlag		<b>26,0</b>	<b>3,8</b>		<b>20</b>	<b>5,0</b>		<b>23,0</b>	<b>4,3</b>		<b>16</b>	<b>6,5</b>		<b>10,7</b>	<b>9,3</b>		<b>1,82</b>	<b>54,8</b>
szórás	<b>4.165</b>	<b>18</b>	<b>5,1</b>	<b>4.008</b>	<b>10</b>	<b>2,6</b>	<b>4.053</b>	<b>10</b>	<b>2,0</b>	<b>4.216</b>	<b>9</b>	<b>5,6</b>	<b>1.660</b>	<b>7</b>	<b>4,9</b>	<b>17.471</b>	<b>0,97</b>	<b>43,1</b>

### 3.2.3. Mintavételi és vizsgálati módszerek

#### Mintavételi helyek és időpontok

A kísérleti tórendszer árasztásakor meghatároztuk a feltöltő víz, lehalászáskor pedig az elfolyóvíz, valamint év közben a párolgási veszteség pótlásaként a rendszerbe juttatott víz mennyiségét és kémiai paramétereit. A kísérleti időszak alatt tavanként rendszeresen, havonta vizsgáltuk a befolyó és az onnan távozó víz minőségét. A vízmintavételi helyeket a 2. ábrán tüntettem fel.

Vertikális oszlopmintavevővel a teljes vízoszlopot mintáztuk. A mintákat feldolgozás előtt homogenizáltuk. A tavak őszi lecsapolásakor, a reprezentatív mintavétel érdekében, minden tóból három merített részmintát vettünk. A lehalászás alatt lévő tó 80, 50 és 30 cm-es vízszintjénél vett részmintákat a feldolgozás előtt szintén homogenizáltuk. A vízminták vizsgálata ammónium-, nitrit-, nitrát-nitrogén, összes szerves nitrogén, összes nitrogén, oldott reaktív foszfát-, összes foszfor, kémiai oxigén igény, illetve összes-, és szerves lebegőanyag tartalomra terjedt ki. A vízminták feldolgozása MSZ, MSZ ISO szabványok szerint, a klorofill-a meghatározás a 3.1.2. fejezetben leírtak szerint történt.



**2. ábra.** A tavi recirkulációs rendszer sematikus ábrázolása a vízmintavételi pontok feltüntetésével

Az elsődleges termelés és a társulás légzés *in situ* mérése hárompontos oldott oxigénméréseken alapult (McCONNEL, 1962; NÉMETH, 1998). A napi respirációt (R) és a bruttó termelést (P) a következő képletek alapján számítottam:

$$R \text{ (gC m}^{-2} \text{ nap}^{-1}) = \frac{O_2(t_{nu1}) - O_2(t_{ne})}{N} * 24 * 0,3128$$

$$P \text{ (gC m}^{-2} \text{ nap}^{-1}) = (O_2(t_{nu2}) - O_2(t_{nu1})) + \frac{O_2(t_{nu1}) - O_2(t_{ne})}{N} * 24 * 0,3128$$

ahol

$O_2$  : az egyes időpontokhoz tartozó oxigén koncentráció értékek,

N: az első napi naplemente utáni ( $t_{nu1}$ ) és a második napi napfelkelte ( $t_{ne}$ ) időpontok között eltelt órák száma,

( $t_{nu2}$ ): második nap naplemente után, 24 órával az első mérést követően.

A rendszer minden tavának üledékét évente három időpontban vizsgáltuk: kora tavasszal, közvetlenül vízfeltöltést követően; nyáron, a tenyészidőszak közepén; illetve ősszel, a lehalászást követően.

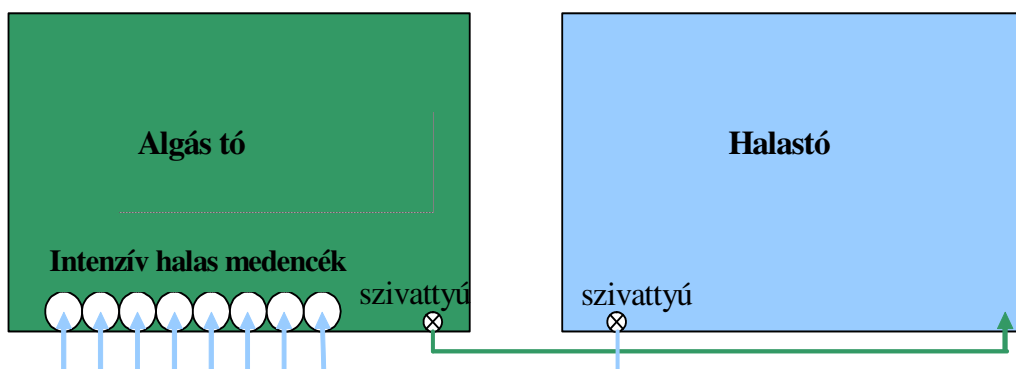
Az üledékmintákat Adamik-féle mintavevővel vettük (JANURIK, 1985). A vizsgálatokhoz az üledék felső 7,5 cm-es rétegéből bolygatatlan oszlopmintákat emeltünk ki 7,5 cm átmérőjű átlátszó műanyag csövekkel. Egy tóból három helyről vettünk almintát, az almintákat a vizsgálatokhoz egyesítettük és homogenizáltuk. A mintákat nem tároltuk, a mintavétel után azonnal feldolgoztuk. A homogenizált üledékmintákból 5-10 grammos mennyiségeket 105 °C-on súlyállandóságig szárítottunk, melyből meghatároztuk az üledék víz-, illetve szárazanyag-tartalmát. A szárított mintákból szerves anyag (izzítási veszteség 500 °C-on), összes nitrogén és összes foszfor meghatározást végeztünk. A szervesszén-tartalmat a szervesanyag-tartalomból számítottuk úgy, hogy a szervesszén-tartalmat a szervesanyag-tartalom 50 %-ának tekintettük. Az üledékminta összes nitrogén és foszfor tartalmának meghatározása a 3.1.2. pontban leírtak szerint történt.

A tápanyagmérlegek és a haltermelés transzformációs hatékonyságának értékelését a 3.1.3. fejezetben leírtak alapján végeztem.

### 3.3. Osztott algás-halastó vízkezelő rendszer vizsgálata

#### 3.3.1. A kísérleti rendszer kialakítása és működése

Az intenzív haltermelésből származó elfolyóvizek kezelésére és újrahasznosítására kombinált, algás tóból és extenzív halastóból álló rendszert alakítottunk ki 2004-ben. Az így felépített kombinált haltermelő-algás rendszer három részből állt: intenzív halnevelő medencékből, algás tóból, ahol a szervesetlen tápanyagtartalom az algaprodukciónál csökken, illetve egy halastó egységből (3. ábra), ahol az algabiomasszát a halak fogyasztották.



3. ábra. A kísérleti rendszer sematikus ábrája (HAKI, Szarvas, Angolnás telep)

A kombinált rendszer intenzív halnevelő medencéinek összes térfogata  $8 \text{ m}^3$  volt. A vízkezelő rész algás és halastava  $150 \text{ m}^2$  területű beton medencékben került kialakításra. Az algás tó vízmélysége  $60 \text{ cm}$ , a halastóé  $1 \text{ m}$  volt. A kísérleti rendszer halas medencéinek, algás és halastavának térfogataránya  $1:11:19$  volt. A tavi rendszer zártan, víz visszaforgatásos rendszerként üzemelt, kizárólag lehalászaskor távozott víz onnan. Az intenzív medencék elfolyóvize gravitációsan jutott az algás tóba. Az algás tó és a halastó egység, valamint az intenzív medencék közötti vízforgatásra szivattyúkat alkalmaztunk. A rendszerben forgatott víz tartózkodási ideje az intenzív medencékben, az algás tóban és a halastóban  $0,1$ ;  $1,9$  illetve  $3,2$  nap volt.

#### 3.3.2. Az alkalmazott technológia leírása

Az intenzív medencék népesítése afrikai harcsával (*Clarias gariepinus*) történt. A halastó egységbe fenékről táplálkozó mindenevő pontyot (*Cyprinus carpio*) és szűrő táplálkozású nílusi tilápiát (*Oreochromis niloticus*) helyeztünk ki. Az algás tóban halnépesítés nem történt. Az intenzív medencék takarmányozására  $47,5\%$  nyersfehérje

tartalmú harcsatápot alkalmaztunk. A naponta kijuttatott takarmány mennyisége a próbahalászatokkal becsült haltömeg 2 %-a volt. A halastó egységben nem takarmányoztunk. A kísérleti rendszer működésének fő paraméterei az 7. táblázatban találhatóak.

**7. táblázat.** A kombinált rendszer elemeinek jellemzői

	<b>Intenzív haltermelő medencék</b>	<b>Algás tó</b>	<b>Extenzív halastó</b>
<b>Területe</b>	8 m <sup>2</sup>	150 m <sup>2</sup>	150 m <sup>2</sup>
<b>Vízmélysége</b>	80 cm	60 cm	100 cm
<b>Kihelyezett haltömeg</b>	Afrikai harcsa: 400 kg	-	Tilápia: 29,6 kg Ponty: 47 kg
<b>Takarmányozás</b>	464 kg táp (8 kg nap <sup>-1</sup> ) (58 nap) FCR <sub>ind</sub> :3,2	-	-
<b>Napi átlagos vízcseré</b>	1130 %	52 %	31 %
<b>Lehalászott haltömeg</b>	Afrikai harcsa: 562 kg	-	Tilápia: 77,8 kg Ponty: 51,6 kg
<b>Egyéb kezelés</b>		Állandó vízkeverés	Éjszakai levegőztetés

Az algás tó vizét az algaprodukció elősegítése érdekében folyamatosan kevertük. Erre azért volt szükség, hogy a magas algabiomassza következtében lecsökkent átlátszóság miatt elkerüljük az algák ún. önárnyékoló hatását (BOROWITZKA, 1998). Az algás tóban mért Secchi átlátszóság 15-20 cm volt. A víztest keverését egy, a tóba helyezett 1 kW teljesítményű búvárszivattyúval értük el, a keverés által létrehozott vízmozgás sebessége 10-15 cm s<sup>-1</sup> volt. A halastó egységben éjszakai levegőztetéssel (este 10 és reggel 8 óra között) tudtuk biztosítani a halak túléléséhez szükséges oxigénszintet. A levegőztetés segítségével a halastó vizének relatív oxigén telítettsége 60-80 %-os volt az éjszakai órákban is. Ezzel szemben az algás tó vizének oxigén tartalma a fény intenzitásának csökkenésével párhuzamosan gyorsan kimerült, az éjszakai órákban 5-15 %-os szint között változott.

### **3.3.3. Mintavételi és vizsgálati módszerek**

A tórendszer tápanyagforgalmát egy teljes termelési cikluson keresztül vizsgáltuk (június-szeptember). A rendszer működésének tápanyagforgalmi szempontból való leírásához meghatároztuk a tórendszerbe kerülő és az onnan távozó összes szerves anyag, összes nitrogén és összes foszfor mennyiségét. Kiszámítottuk a tápanyagmérlegeket, illetve megállapítottuk a tápanyag visszatartást, a 3.1.3. fejezetben leírtak szerint.

Heti két alkalommal a rendszer mindhárom elemében mértük a következő paramétereket: ammónium-, nitrit-, nitrát- és összes nitrogén, ortofoszfát- és összes foszfor, lebegőanyag, formált szerves anyag, biológiai oxigénigény (BOI<sub>5</sub>). Az algás és az extenzív halastóban mértük a víz planktonikus klorofill-a tartalmát.

A vízminták alga biomasszáját a klorofill-a tartalomból a következő egyenlettel számítottuk ki (TRAVIESO et al., 1996):

$$\text{algabiomassza (mg L}^{-1}\text{)} = \text{klorofill-a} \times 50$$

A heterotróf szervezetek biomasszáját a következőképpen számoltam:

$$\text{heterotróf biomassza (mg L}^{-1}\text{)} = \text{szerves lebegőanyag} - \text{algabiomassza}$$

A vízminták vételére minden esetben délelőtt 11 és 11,30 óra között került sor. A tápanyagformák meghatározása a MSZ, MSZ ISO szabványok szerint, a klorofill-a meghatározás a 3.1.2. fejezetben leírtak szerint történt. A biokémiai oxigénigényt (BOI<sub>5</sub>) WTW OxiTop BOD Control System készülékkel mértük. Az elsődleges termelés és a társulás légzés *in situ* mérése a 3.2.3. fejezetben leírt hárompontos oldott oxigénmérésen alapult.

## 4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

### 4.1. Halastavak környezeti hatása

#### 4.1.1. Nitrogénmérleg

Az összesített adatok alapján a vizsgált 23 halastóba a befolyóvízzel, a halnépesítéssel, a trágyázással és a takarmányozással átlagosan évente  $144 \pm 53$  kg N ha<sup>-1</sup> ( $85-266$  kg N ha<sup>-1</sup>) nitrogén került be (8. táblázat). A halastavak legjelentősebb nitrogénforrása a takarmány és a feltöltővíz volt. Az összes, a tavakba bekerült nitrogénnek átlagosan a  $44 \pm 13$  %-a a takarmánnyal,  $36 \pm 12$  %-a a feltöltővízzel,  $8 \pm 5$  %-a a kihelyezett hallal jutott a tavakba. Trágyázás 17 tóban történt, ahol a trágyával bejuttatott nitrogén átlagosan  $29 \pm 22$  kg N ha<sup>-1</sup> ( $18 \pm 11$  %) volt, ugyanakkor az összes vizsgált halastóra vetítve a trágyázással a nitrogén  $13 \pm 12$  %-a került a tavakba.

A halastavakról csak a lehalászásakor a lecsapolt vízzel és a lehalászott halmennyiséggel távozott értékelhető mennyiségű tápanyag. A vizsgált tavaknál összesen  $63 \pm 22$  kg N ha<sup>-1</sup> ( $39-114$  kg N ha<sup>-1</sup>) nitrogén távozott. Az összes kikerülő nitrogénnek a  $61 \pm 19$  %-a a halbiomasszával,  $39 \pm 19$  %-a az elfolyóvízzel távozott. A halbiomasszagyapodás (nettó hozam) formájában  $28 \pm 17$  kg N ha<sup>-1</sup> akkumulálódott, ami a halastavakba bekerült nitrogén mennyiségének  $18 \pm 7$  %-a volt (9. táblázat).

A halastavak nitrogénmérlege (4. ábra), mely az összes bekerült és a lehalászott hallal és az elfolyóvízzel távozott nitrogén mennyiségek különbsége, átlagosan  $84 \pm 52$  kg N ha<sup>-1</sup> ( $-33 - +77$  kg N ha<sup>-1</sup>) volt, amely évi  $53 \pm 25$  %-os nitrogén retenciónak felel meg (8. táblázat). A nitrogénmérlegek átlagát összehasonlítva más szerzők által publikált eredményekkel, megállapítható, hogy a  $84$  kg N ha<sup>-1</sup> évi átlagos visszatartás hasonló az OLÁH et al. (1994b) által közölt  $93$  kg N ha<sup>-1</sup> mennyiséghez, illetve a KNÖSCHE et al. (2000) által leírt  $78,5$  kg N ha<sup>-1</sup> értékhez, ellenben lényegesen meghaladja a SCHRECKENBACH et al. (1999) által németországi halastavakra közölt  $43$  kg N ha<sup>-1</sup> retenciót.

Negatív nitrogénmérleg – amikor több nitrogén távozott a halastóból, mint amennyi bekerült – csak egy tónál (No 13) fordult elő. A halastavakba bekerült összes nitrogén mennyisége és a nitrogén-visszatartás között pozitív ( $r^2=0,89$ ;  $P<0,001$ ) összefüggést találtunk (5. ábra). A halastavak termelési intenzitása – amelyet a bruttó halhozammal jellemeztünk – és az elfolyóvíz nitrogéntartalma között nem találtunk összefüggést

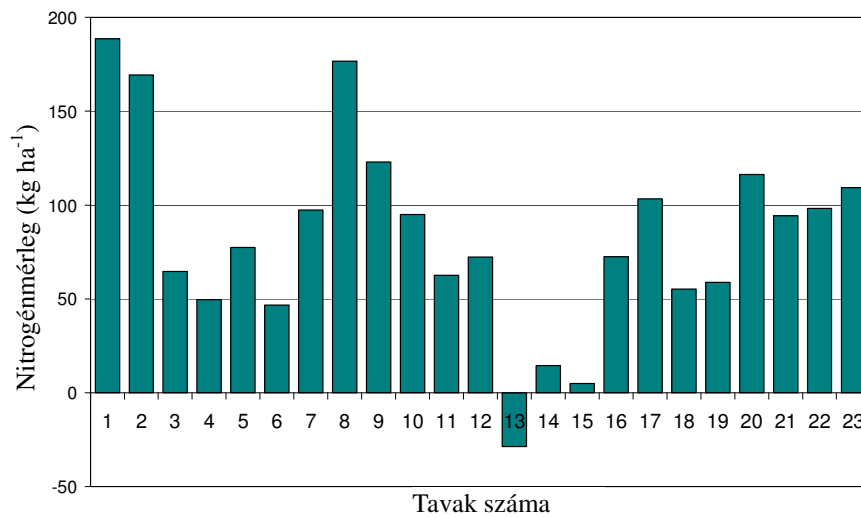
( $r^2=0,36$ ;  $P>0,10$ ), amely arra enged következtetni, hogy az alkalmazott termelési intenzitás a hagyományos tógazdasági gyakorlat esetében nem befolyásolta az elfolyóvíz nitrogéntartalmát.

**8. táblázat.** A vizsgált halastavak nitrogénmérlege

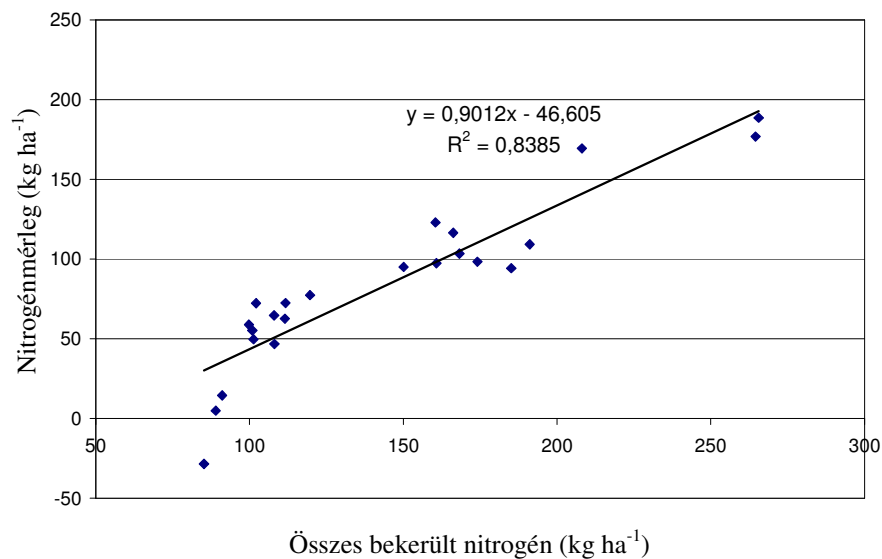
Tó No	Bekerült nitrogén					Távozott nitrogén			Nitrogén mérleg							
	hal kg ha <sup>-1</sup>	%	tak. kg ha <sup>-1</sup>	%	víz kg ha <sup>-1</sup>	%	trágya kg ha <sup>-1</sup>	%	Össz. kg ha <sup>-1</sup>	hal kg ha <sup>-1</sup>	%	víz kg ha <sup>-1</sup>	%	Össz. kg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	%
1	0	0	173	65	32,5	12	60,0	23	<b>266</b>	71,0	75	23,4	25	<b>94,4</b>	<b>171,2</b>	<b>64</b>
2	10,2	2	83,4	15	32,5	6	84,0	77	<b>210</b>	31,5	51	30,0	49	<b>61,5</b>	<b>148,6</b>	<b>71</b>
3	9,80	9	34,0	31	45,4	42	18,8	17	<b>108</b>	27,5	64	15,8	36	<b>43,3</b>	<b>64,7</b>	<b>60</b>
4	14,7	15	41,2	41	45,4	45	0	0	<b>101</b>	34,5	67	17,1	33	<b>51,6</b>	<b>49,7</b>	<b>49</b>
5	12,1	10	62,2	52	45,4	38	0	0	<b>120</b>	26,1	62	16,2	38	<b>42,3</b>	<b>77,4</b>	<b>65</b>
6	14,7	14	48,0	44	45,4	42	0	0	<b>108</b>	38,1	62	23,3	38	<b>61,4</b>	<b>46,7</b>	<b>43</b>
7	7,90	5	52,9	33	52,0	32	48,0	30	<b>161</b>	36,1	57	27,3	43	<b>63,4</b>	<b>97,4</b>	<b>61</b>
8	0	0	171	65	52,0	20	41,1	16	<b>265</b>	60,8	69	27,0	31	<b>87,8</b>	<b>176,8</b>	<b>67</b>
9	13,5	8	50,5	31	47,0	29	49,5	31	<b>161</b>	23,9	64	13,6	36	<b>37,5</b>	<b>123,0</b>	<b>77</b>
10	5,70	4	49,0	33	47,0	31	48,4	32	<b>150</b>	24,6	45	30,4	55	<b>55,1</b>	<b>95,0</b>	<b>63</b>
11	4,50	4	37,6	34	47,0	42	22,4	20	<b>112</b>	31,5	64	17,4	36	<b>48,9</b>	<b>62,6</b>	<b>56</b>
12	6,30	6	26,8	26	43,7	43	25,3	25	<b>102</b>	14,7	49	15,1	51	<b>29,8</b>	<b>72,3</b>	<b>71</b>
13	12,7	15	29,3	34	43,2	51	0	0	<b>85</b>	21,4	19	92,3	81	<b>113,7</b>	<b>-28,5</b>	<b>-33</b>
14	13,5	15	34,4	38	43,2	47	0	0	<b>91</b>	25,9	34	50,7	66	<b>76,6</b>	<b>14,5</b>	<b>16</b>
15	7,00	8	38,8	44	43,2	49	0	0	<b>89</b>	26,3	31	57,7	69	<b>84,0</b>	<b>5,00</b>	<b>6</b>
16	10,3	9	51,5	46	43,0	38	6,90	6	<b>112</b>	34,9	89	4,31	11	<b>39,2</b>	<b>72,5</b>	<b>65</b>
17	18,5	11	99,9	59	43,0	26	6,90	4	<b>168</b>	60,6	93	4,33	7	<b>64,9</b>	<b>103,4</b>	<b>61</b>
18	0	0	43,7	43	43,0	43	14,2	14	<b>101</b>	21,8	48	23,9	52	<b>45,7</b>	<b>55,2</b>	<b>55</b>
19	15,0	15	36,5	37	43,0	43	5,3	5	<b>100</b>	34,1	83	6,79	17	<b>40,9</b>	<b>58,9</b>	<b>59</b>
20	14,3	9	60,4	36	81,8	49	9,7	6	<b>166</b>	35,8	72	14,0	28	<b>49,8</b>	<b>116,4</b>	<b>70</b>
21	21,2	11	73,0	39	81,2	44	9,7	5	<b>185</b>	58,1	64	32,7	36	<b>90,8</b>	<b>94,3</b>	<b>51</b>
22	5,50	3	85,8	49	52,8	30	30,0	17	<b>174</b>	55,1	73	20,7	27	<b>75,8</b>	<b>98,3</b>	<b>56</b>
23	5,15	3	143	83	25,0	14	18,0	9	<b>173</b>	63,5	78	18,4	22	<b>81,9</b>	<b>91,3</b>	<b>53</b>
átlag	<b>9,7</b>	<b>7,8</b>	<b>66,4</b>	<b>44</b>	<b>46,9</b>	<b>36</b>	<b>21,6</b>	<b>13</b>	<b>144</b>	<b>37,3</b>	<b>63</b>	<b>23,6</b>	<b>37</b>	<b>60,9</b>	<b>83,6</b>	<b>53</b>
szórás	5,8	5,0	42,7	13	12,6	12	23,0	12	<b>53</b>	15,9	19	20,1	19	<b>21,6</b>	<b>52,2</b>	<b>25</b>
medián	10,2	8,4	50,5	40	45,4	42	14,2	9	<b>120</b>	34,1	64	17,4	36	<b>55,1</b>	<b>77,4</b>	<b>60</b>

A halastavak és környezetük kölcsönhatásának vizsgálatához összehasonlítottam a befolyóvízzel érkező és az elfolyóvízzel távozó nitrogén mennyiségét (9. táblázat). Arra a kérdésre, hogy a vizsgált halastavak a befogadó természetes vizeket terhelték-e nitrogén kibocsátásukkal, a víz-nitrogén mérleg ad választ, amelyből kitűnik, hogy a

halastavakból elfolyó vízzel átlagosan távozó nitrogén mennyisége a befolyóvízzel bekerült nitrogén mennyiségének mindössze  $48 \pm 47$  %-át tette ki ( $-117 - 90$  %). A tavak be- és elfolyóvizének nitrogénmérlegeinek átlaga  $23 \pm 23$  kg N ha<sup>-1</sup> ( $-49 - +68$  kg N ha<sup>-1</sup>) volt, azonban a kapott eredmények nagy szórást mutatnak. A 23 vizsgált halastó közül mindössze 4 tónak volt negatív a be- és elfolyóvíz nitrogén mérlege.



**4. ábra.** A vizsgált halastavak nitrogénmérlege



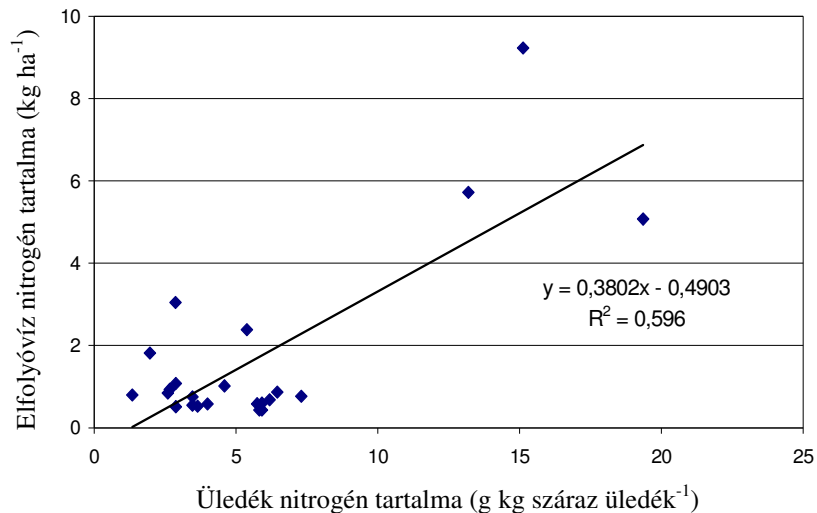
**5. ábra.** A halastavak nitrogénmérlegének változása az összes bekerült nitrogén mennyiségének függvényében

**9. táblázat.** A vizsgált halastavak nitrogénmérlege, a nettó halhozam formájában akkumulálódott nitrogén mennyisége, valamint a be- és elfolyóvíz nitrogénmérlege

Tavak sorszáma	Nitrogénmérleg		Nettó halhozamban akkumulálódott nitrogén		Be- és elfolyóvíz nitrogénmérlege	
	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%
No						
1	171	64	71,0	27	9,15	28
2	149	71	21,3	11	2,53	7,7
3	64,7	60	17,7	16	29,6	65
4	49,7	49	19,8	19	28,3	62
5	77,4	65	14,0	12	29,2	64
6	46,7	43	23,4	22	22,1	49
7	97,4	61	28,2	18	24,7	48
8	177	67	60,8	23	25,0	48
9	123	77	10,4	6,5	33,4	71
10	95,0	63	18,9	13	16,5	35
11	62,6	56	27,0	24	29,6	63
12	72,3	71	8,40	8,2	28,6	65
13	-28,5	-33	8,70	10	-49,1	-114
14	14,5	16	12,4	14	-7,50	-17
15	5,00	5,6	19,3	22	-14,5	-34
16	72,5	65	24,6	22	38,7	90
17	103	61	42,1	25	38,7	90
18	55,2	55	21,8	22	19,1	44
19	58,9	59	19,1	19	36,2	84
20	116	70	21,5	13	67,8	83
21	94,3	51	36,9	20	48,5	60
22	98,3	56	49,6	29	32,1	61
23	109	57	58,4	31	6,60	26
<b>átlag</b>	<b>83,6</b>	<b>53</b>	<b>27,6</b>	<b>18,4</b>	<b>23,3</b>	<b>48</b>
<b>szórás</b>	<b>52,2</b>	<b>25</b>	<b>17,4</b>	<b>6,7</b>	<b>22,9</b>	<b>47</b>
<b>medián</b>	<b>77,4</b>	<b>60</b>	<b>21,5</b>	<b>19,6</b>	<b>28,3</b>	<b>60</b>

A tavakat feltöltő vizek átlagos összes nitrogén koncentrációja  $2,51 \pm 1,25$  mg N L<sup>-1</sup> volt, 2,03 és 3,95 mg N L<sup>-1</sup> közötti intervallumban, míg az elfolyóvíz nitrogéntartalma átlagosan  $1,64 \pm 2,19$  mg N L<sup>-1</sup> volt, ami 1,51 és 9,23 mg N L<sup>-1</sup> között változott. Negatív víz-nitrogén mérleg, amikor több nitrogén távozott az elfolyóvízzel, mint amennyi bejutott a tavakba, csak három tó esetében fordult elő. Ezeket a kiugróan magas

(5,01-9,23 mg N L<sup>-1</sup>) nitrogén-koncentrációjú elfolyóvizet magas oldott szerves nitrogén (3,07-4,49 mg N L<sup>-1</sup>) és ammónium-nitrogén (1,04-2,33 mg N L<sup>-1</sup>) tartalom jellemezte.

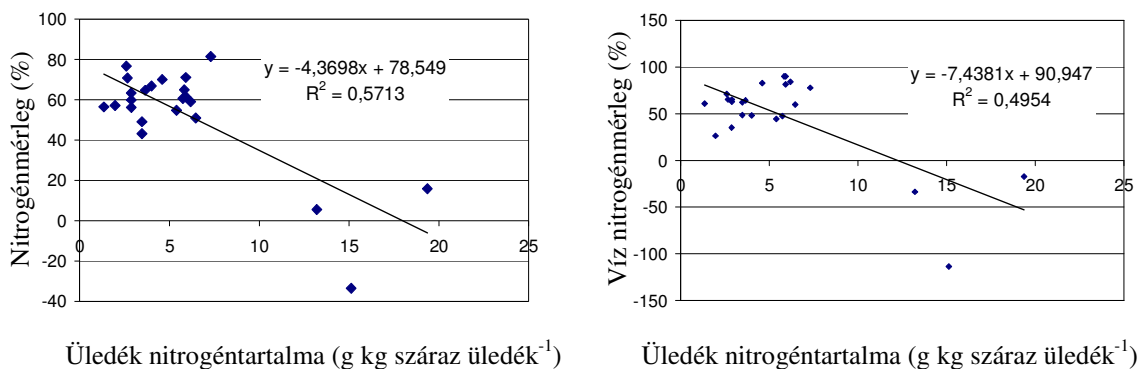


**6. ábra.** A halastavak üledékének és a távozó elfolyóvíz nitrogén tartalma közötti összefüggés

A halastavak üledékének szárazanyagra vonatkoztatott átlagos nitrogéntartalma  $5,8 \pm 4,4$  g kg<sup>-1</sup> (1,06-20,57 g kg<sup>-1</sup>) volt. Az üledék és az elfolyóvíz nitrogéntartalma között pozitív kapcsolatot találtam ( $r^2=0,60$ ;  $P<0,001$ ), vagyis az elfolyóvízzel távozó nitrogénmennyiség nagymértékben függött az üledék nitrogéntartalmától (6. ábra). Negatív be- és elfolyóvíz nitrogénmérleg azokban a tavakban fordult elő, ahol kiugróan magas nitrogén koncentráció volt mérhető az üledékben (13,7-20,6 g kg száraz üledék<sup>-1</sup>). Ugyancsak szoros összefüggés van az üledék nitrogén koncentrációja és a relatív nitrogén-visszatartás ( $r^2=-0,82$ ;  $P<0,001$ ), valamint a relatív nitrogén vízmérleg ( $r^2=-0,51$ ;  $P<0,001$ ) között (7. ábra).

A 6. és 7. ábrákból kitűnik, hogy amennyiben az üledék nitrogéntartalma meghaladja a kb. 10 mg g száraz üledék<sup>-1</sup> koncentrációt az elfolyóvíz nitrogén koncentrációja jelentősen megnő. A halastavak üledékének nitrogéntartalma és az elfolyóvíz nitrogéntartalma közötti összefüggésből arra lehet következtetni, hogy a halastavakról távozó víz nitrogéntartalmát elsősorban az üledék nitrogéntartalma határozza meg. Azonban meg kell jegyezni, hogy az üledék és az elfolyóvíz nitrogéntartalmára vonatkozó fenti összefüggés csak abban az esetben igaz ha az összes halastavat

vizsgáljuk, köztük a három kiugróan magas nitrogén tartalmú halastavat. A 10 mg g száraz üledék<sup>-1</sup> nitrogén koncentráció alatti tavakban nem találtunk összefüggést az elfolyóvíz minősége és az üledék nitrogéntartalma között. Irodalmi adatok között sem találtam hasonlóan magas értékeket az üledék nitrogéntartalmára: pontyos tavaknál Lengyelországban 0,30-4,60 (PASTERNAK, 1965), Németországban 5,70-8,00 (UHLMANN és GUDERITZ, 1988) és Magyarországon 2,25-8,02 g N kg száraz üledék<sup>-1</sup> (OLÁH et al., 1994b) koncentrációról tesznek említést. Ugyanakkor nem találtam szignifikáns összefüggést az elfolyóvíz minősége és a termelési paraméterek között (P>0,10). Szintén nem volt összefüggés a ponty arányával jellemzett népesítési szerkezet és a haltömeg-gyarapodás formájában visszatartott tápanyagok aránya, a nitrogén- és nitrogén vízmérleg, valamint a klorofill-a tartalom között. A halastavakban a klorofill-a koncentráció jelentős változékonyságot mutatott. A tavak klorofill-a koncentrációinak az átlaga 83±53 µg L<sup>-1</sup> volt, ami 20 és 216 µg L<sup>-1</sup> között változott. Azonban nem találtam összefüggést a klorofill-a koncentrációk és a haltermelési mutatók között (r=0,01; P>0,01).



**7. ábra.** A halastavak üledékének és a relatív nitrogén és relatív víz nitrogén mérleg közötti összefüggés

#### 4.1.2. Foszformérleg

A halastavak foszforforgalmát az előzőekhez hasonlóan értékeltük (10. táblázat). A vizsgált tavak foszformérlege minden esetben pozitív volt (8. ábra), vagyis minden tóba több foszfor került a tenyésztéskor folyamán, mint amennyi onnan távozott. Az átlagos

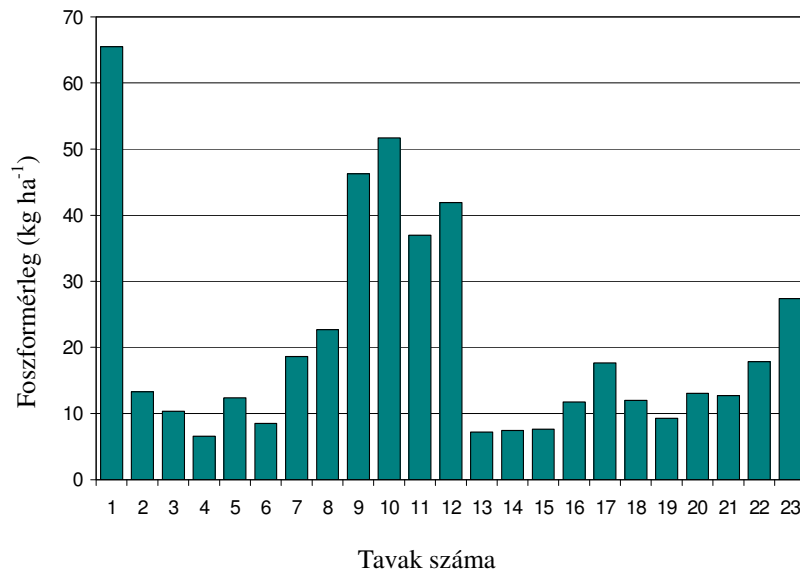
foszformérleg  $21 \pm 16$  kg P ha<sup>-1</sup> volt, amely  $74 \pm 10$  %-os foszfor-visszatartásnak felelt meg.

**10. táblázat.** A vizsgált halastavak foszformérlege

Tó No	Bekerült foszfor					Távozott foszfor			Foszfor-mérleg							
	hal kg ha <sup>-1</sup> %	tak. kg ha <sup>-1</sup> %	víz kg ha <sup>-1</sup> %	trágya kg ha <sup>-1</sup> %	össz. kg ha <sup>-1</sup>	hal kg ha <sup>-1</sup> %	víz kg ha <sup>-1</sup> %	össz. kg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	%						
1	0	0	20,9	28	4,27	6	48,6	66	<b>73,7</b>	6,04	73	2,21	27	<b>8,25</b>	<b>65,5</b>	<b>89</b>
2	0,870	5	10,6	55	4,56	24	3,06	16	<b>19,1</b>	2,68	46	3,10	54	<b>5,78</b>	<b>13,3</b>	<b>70</b>
3	0,840	6	5,31	37	3,57	25	4,78	33	<b>14,5</b>	2,34	56	1,84	44	<b>4,18</b>	<b>10,3</b>	<b>71</b>
4	1,25	11	6,44	55	3,97	34	0	0	<b>11,7</b>	2,94	58	2,17	42	<b>5,11</b>	<b>6,55</b>	<b>56</b>
5	1,03	6	9,72	59	5,76	35	0	0	<b>16,5</b>	2,22	54	1,90	46	<b>4,12</b>	<b>12,4</b>	<b>75</b>
6	1,26	9	7,49	54	5,15	37	0	0	<b>13,9</b>	3,25	60	2,17	40	<b>5,42</b>	<b>8,48</b>	<b>61</b>
7	0,670	3	7,99	33	3,66	15	12,2	50	<b>24,6</b>	3,07	52	2,85	48	<b>5,92</b>	<b>18,6</b>	<b>76</b>
8	0	0	18,0	56	3,66	11	10,5	33	<b>32,2</b>	5,18	55	4,25	45	<b>9,43</b>	<b>22,7</b>	<b>71</b>
9	1,15	2	7,89	15	20,6	40	21,3	42	<b>51,0</b>	2,03	43	2,69	57	<b>4,72</b>	<b>46,3</b>	<b>91</b>
10	0,480	1	7,65	13	28,6	49	21,2	37	<b>57,9</b>	2,09	34	4,14	66	<b>6,23</b>	<b>51,7</b>	<b>89</b>
11	0,380	1	5,87	14	28,6	69	6,41	16	<b>41,2</b>	2,68	63	1,59	37	<b>4,27</b>	<b>37,0</b>	<b>90</b>
12	0,530	1	4,19	8	28,6	57	16,7	33	<b>50,0</b>	1,25	15	6,82	85	<b>8,07</b>	<b>41,9</b>	<b>84</b>
13	1,08	11	4,58	45	4,46	44	0	0	<b>10,1</b>	1,82	62	1,12	38	<b>2,94</b>	<b>7,18</b>	<b>71</b>
14	1,15	11	5,37	51	4,06	38	0	0	<b>10,6</b>	2,21	70	0,930	30	<b>3,14</b>	<b>7,44</b>	<b>70</b>
15	0,600	5	6,06	54	4,46	40	0	0	<b>11,1</b>	2,24	64	1,24	36	<b>3,48</b>	<b>7,64</b>	<b>69</b>
16	0,870	6	8,05	51	4,96	32	1,77	11	<b>15,7</b>	2,98	76	0,930	24	<b>3,91</b>	<b>11,7</b>	<b>75</b>
17	1,58	7	15,6	65	4,96	21	1,77	7	<b>23,9</b>	5,16	82	1,12	18	<b>6,28</b>	<b>17,6</b>	<b>74</b>
18	0	0	6,19	42	4,96	34	3,62	25	<b>14,8</b>	1,86	67	0,930	33	<b>2,79</b>	<b>12,0</b>	<b>81</b>
19	1,28	10	5,70	43	4,96	37	1,34	10	<b>13,3</b>	2,90	72	1,12	28	<b>4,02</b>	<b>9,26</b>	<b>70</b>
20	1,22	6	8,30	44	8,30	44	1,09	6	<b>18,9</b>	3,05	52	2,79	48	<b>5,84</b>	<b>13,1</b>	<b>69</b>
21	1,81	9	9,96	47	8,30	39	1,09	5	<b>21,2</b>	4,95	59	3,47	41	<b>8,42</b>	<b>12,7</b>	<b>60</b>
22	0,470	2	12,9	42	9,90	32	7,65	25	<b>30,9</b>	4,69	36	8,33	64	<b>13,0</b>	<b>17,9</b>	<b>58</b>
23	0,440	1	21,9	63	12,2	35	0	0	<b>34,5</b>	5,41	76	1,68	24	<b>7,09</b>	<b>27,4</b>	<b>79</b>
átlag	<b>0,82</b>	<b>5</b>	<b>9,44</b>	<b>42</b>	<b>9,24</b>	<b>35</b>	<b>7,09</b>	<b>18</b>	<b>26,6</b>	<b>3,18</b>	<b>58</b>	<b>2,58</b>	<b>42</b>	<b>5,76</b>	<b>20,8</b>	<b>74</b>
szórás	0,50	4	5,08	17	8,54	14	11,3	19	<b>17,4</b>	1,36	16	1,87	16	<b>2,44</b>	<b>16,4</b>	<b>10</b>
medián	0,87	5	7,89	45	4,96	35	1,77	11	<b>19,1</b>	2,90	59	2,17	41	<b>5,42</b>	<b>13,1</b>	<b>71</b>

A tavakba  $27 \pm 17$  kg P ha<sup>-1</sup> foszfor került be, a bejutott foszformennyiségek közül – a nitrogénhez hasonlóan – a takarmánnyal került jelentős mennyiségű foszfor a tavakba, ami az összes bekerült foszfor  $42 \pm 17$  %-a volt. Ugyanakkor a befolyóvízzel ( $35 \pm 14$  %) és a trágyával ( $26 \pm 17$  %) is számottevő mennyiségű foszfor jutott a halastavakba. A népesítőanyaggal  $5 \pm 4$  % foszfor került a tavakba.

Lehalászáskor összesen  $5,8 \pm 2,4 \text{ kg P ha}^{-1}$  került ki a vizsgált halastavakból, amelynek az  $58 \pm 16 \%$ -a a halhozammal,  $42 \pm 16 \%$ -a az elfolyóvízzel távozott. A halbiomasszagyarapodás formájában (nettó hozam)  $2,4 \pm 1,5 \text{ kg P ha}^{-1}$  akkumulálódott, azaz az összes bekerült foszfor mennyiségének átlagosan  $10,4 \pm 4,4 \%$ -a transzformálódott halhússá (11. táblázat).



**8. ábra.** A vizsgált halastavak foszformérlege

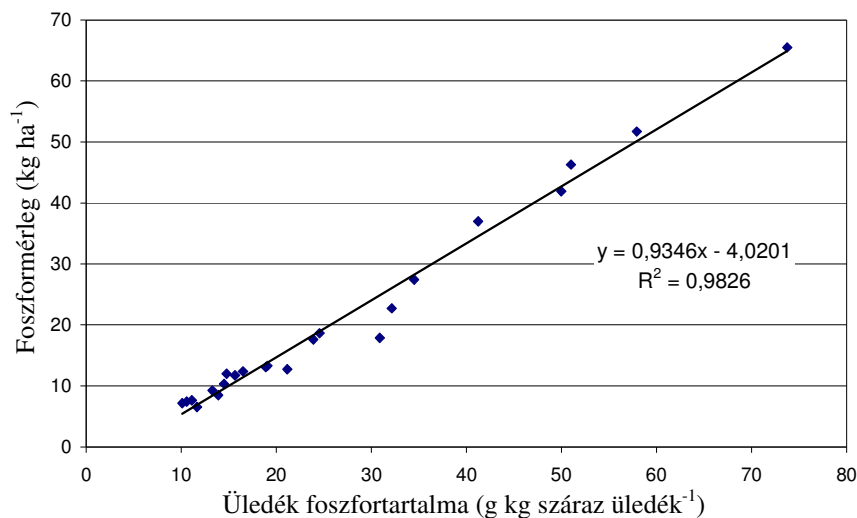
Negatív foszformérleg, amikor több foszfor távozott a halastóból, mint amennyi bekerült, egyetlen tó esetében sem fordult elő. A halastavakba bekerült összes foszfor mennyisége és a foszfor-visszatartás között erős ( $r^2=0,97$ ,  $P<0,001$ ) összefüggést találtam (9. ábra). Ugyanakkor nem találtam összefüggést ( $r^2=0,03$ ;  $P>0,1$ ) a bruttó halhozammal jellemzett termelési intenzitás és az elfolyóvíz foszfortartalma között, amely arra utal, hogy a termelés intenzitásának növelése a hagyományos tógazdasági gyakorlat esetében, a nitrogénforgalomhoz hasonlóan nincs hatással az elfolyóvíz foszfortartalmára.

**11. táblázat.** A vizsgált halastavak foszformélege, a nettó halhozam formájában akkumulálódott foszfor mennyisége, valamint a be- és elfolyóvíz foszformélege

Tavak sorszám	Foszforméleg		Nettó hozamban akkumulálódott foszfor		Be- és elfolyóvíz foszformélege	
	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%
1	65,5	89	6,04	8,2	2,06	48
2	13,3	70	1,81	9,5	1,46	32
3	10,3	71	1,50	10,3	1,73	48
4	6,55	56	1,69	14,5	1,80	45
5	12,4	75	1,19	7,2	3,86	67
6	8,48	61	1,99	14,3	2,98	58
7	18,6	76	2,40	9,8	0,810	22
8	22,7	71	5,18	16,1	-0,590	-16
9	46,3	91	0,880	1,7	18,0	87
10	51,7	89	1,61	2,8	24,4	86
11	37,0	90	2,30	5,6	27,0	94
12	41,9	84	0,720	1,4	21,8	76
13	7,18	71	0,740	7,3	3,34	75
14	7,44	70	1,06	10,0	3,13	77
15	7,64	69	1,64	14,7	3,22	72
16	11,7	75	2,11	13,5	4,03	81
17	17,6	74	3,58	15,0	3,84	77
18	12,0	81	1,86	12,6	4,03	81
19	9,26	70	1,62	12,2	3,84	77
20	13,1	69	1,83	9,7	5,51	66
21	12,7	60	3,14	14,8	4,83	58
22	17,9	58	4,22	13,7	1,57	16
23	27,4	79	4,97	14,4	10,5	86
<b>átlag</b>	<b>20,8</b>	<b>74</b>	<b>2,35</b>	<b>10,4</b>	<b>6,66</b>	<b>62</b>
szórás	16,4	10	1,48	4,43	7,98	27
medián	13,1	71	1,83	10,3	3,84	72

A vizsgált halastavak foszformélegét (21 kg P ha<sup>-1</sup>) összevetve a KNÖSCHE et al. (2000) által közölt németországi halastavak foszfor-visszatartásával (5,71 kg P ha<sup>-1</sup>), megállapítható, hogy a vizsgálatba bevont magyarországi halastavak foszforvisszatartó kapacitása lényegesen meghaladta azt.

A halastavak és környezetük kölcsönhatásának feltárása érdekében a nitrogén vizsgálatához hasonló számításokat végeztem a foszfor esetében is. A halastavakból elfolyó vízzel átlagosan távozó foszfor mennyisége a befolyóvízzel bekerült foszfor mennyiségének a  $62 \pm 27$  %-a volt. Az adatok alapján az átlagos be- és elfolyóvíz foszformérleg  $6,7 \text{ kg P ha}^{-1}$  ( $-0,6-27,0 \text{ kg P ha}^{-1}$ ) volt, azaz a vizsgált tavak évente átlagosan ennyivel kevesebb foszfort adtak le hektáronként, mint amennyit a befolyóvízzel kaptak.



**9. ábra.** A halastavak foszformérlegének változása a bekerült összes foszfor mennyiségének függvényében

A befolyóvíz összes foszfortartalma nagy változékonyságot mutatott  $0,573 \pm 0,572 \text{ mg P L}^{-1}$  volt,  $0,223$  és  $1,786 \text{ mg P L}^{-1}$  közötti intervallumban, míg az elfolyóvíz foszfortartalma  $0,366 \pm 0,509 \text{ mg P L}^{-1}$  volt, illetve  $0,093$  és  $0,682 \text{ mg P L}^{-1}$  között változott. Negatív be- és elfolyóvíz foszformérleg csak egyetlen vizsgált tó (No 8) esetében fordult elő.

A vizsgált halastavak üledékének szárazanyagra vonatkoztatott foszfortartalma  $0,52$  és  $3,83 \text{ g P kg}^{-1}$  között változott, az átlagos érték  $1,25 \pm 0,75 \text{ g P kg}^{-1}$  volt. A halastavak nitrogénforgalmától eltérően nem találtam összefüggést sem az üledék és az elfolyóvíz összes foszfortartalma ( $r^2=0,01$ ;  $P>0,1$ ), sem az üledék foszfortartalma és a foszformérleg ( $r^2=0,16$ ;  $P>0,05$ ) között. Egyedüli kapcsolatot az üledék foszfortartalma és a népesítési szerkezeten belüli ponty arány között találtam ( $r=-0,51$ ;  $P<0,001$ ).

Ugyanakkor a nitrogén és a szerves anyag esetében nem volt összefüggés az üledék tápanyagtartalma és a ponty a népesítési szerkezeten belüli aránya között. Szintén nem volt összefüggés az üledék foszfortartalma és a bruttó halhozam ( $r=0,01$ ;  $P>0,1$ ) között.

#### **4.1.3. Szervesanyag-mérleg**

A befolyó vízzel (293 kg TOM ha<sup>-1</sup>; 11 %), a hálnépesítéssel (81 kg TOM ha<sup>-1</sup>; 2,5 %), a trágyázással (399 kg TOM ha<sup>-1</sup>; 12 %) és a takarmányozással (2488 kg TOM ha<sup>-1</sup>; 76 %) bejutó összes szerves anyagot (TOM) összevetve a lehalászott hallal (311 kg TOM ha<sup>-1</sup>, 37 %) és az elfolyóvízzel (522 kg TOM ha<sup>-1</sup>; 63 %) kikerült szervesanyag mennyiségekkel, a vizsgált halastavak átlagos szervesanyag-visszatartása  $2427 \pm 1454$  kg TOM ha<sup>-1</sup> volt, ami  $74 \pm 21$  %-a az összes bekerült szerves anyag mennyiségnek (12. táblázat).

A halbiomassza gyarapodás formájában 231 kg TOM ha<sup>-1</sup> szerves anyag – az összes bekerült mennyiség  $6,6 \pm 2,1$  %-a kötődött meg (13. táblázat).

A halastavakba bekerült szerves anyag mennyisége és a szervesanyag-mérleg (10. ábra), vagyis a visszatartott szerves anyag mennyiségek között szoros pozitív kapcsolatot találtam ( $r=0,92$ ;  $P<0,001$ ). A szervesanyag-mérleget csak egy tó esetében találtuk negatívnak (11. ábra), a többi tó jelentős mennyiségű szerves anyag visszatartására volt képes.

A halastavakba bekerült szerves anyag fő forrása a takarmány ( $76 \pm 11$  %) volt, amelynek mennyiségét a népesítési intenzitás befolyásolta jelentősen. A halastavak bruttó halhozammal jellemzett termelési intenzitása és az elfolyóvíz szervesanyag-tartalma között ennek ellenére – a nitrogénhez és a foszforhoz hasonlóan – nem találtunk összefüggést ( $r=0,03$ ;  $P>0,1$ ), vagyis a vizsgált halastavaknál a termelési intenzitás az elfolyóvíz szervesanyag-tartalmát nem befolyásolta.

A halastavak feltöltővizével érkező és az elfolyóvizével távozó szerves anyag mennyiségekből számított mérleg megítélése már korántsem olyan egyértelmű, mint a nitrogén és a foszfor esetében. A kapott eredmények alapján átlagosan hektáronként  $229 \pm 322$  kg-mal több szerves anyag távozott a halastavak lecsapolása során, mint amennyi érkezett a feltöltő vízzel. A vizsgált tavak között mutatkozó nagy egyedi eltérések azonban nem az alkalmazott technológiából adódtak, mivel sem az

alkalmazott népesítési sűrűség, sem a halhozam, sem a tóméret nem volt hatással az elfolyóvíz szervesanyag-tartalmára.

**12. táblázat.** A vizsgált halastavak szervesanyag-mérlege

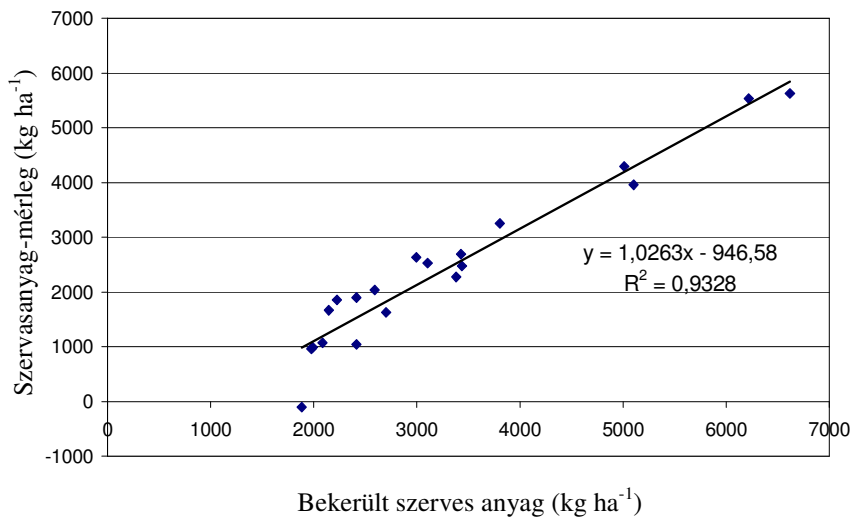
Tó No	Bekerült szerves anyag						Távozott szerves anyag						Szerv.a. mérleg			
	hal		tak.		víz		trágya		Össz.	hal		víz		Össz.	kg/ha	%
	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	kg/ha	%
1	0	0	4441	71	128	2	1650	27	<b>6219</b>	592	86	94	14	<b>686</b>	5533	89
2	85,0	3	2561	83	128	4	330	11	<b>3104</b>	263	46	312	54	<b>575</b>	2529	81
3	82,0	4	1476	66	151	7	516	23	<b>2225</b>	230	62	139	38	<b>369</b>	1856	83
4	123	6	1789	83	234	11	0	0	<b>2146</b>	288	60	190	40	<b>478</b>	1668	78
5	101	3	2701	90	193	6	0	0	<b>2995</b>	217	60	145	40	<b>362</b>	2633	88
6	123	5	2083	86	208	9	0	0	<b>2414</b>	318	62	196	38	<b>514</b>	1900	79
7	66,0	2	2177	57	242	6	1320	35	<b>3805</b>	301	54	252	46	<b>553</b>	3252	85
8	0	0	3639	73	242	5	1131	23	<b>5012</b>	507	71	209	29	<b>716</b>	4296	86
9	113	3	2192	64	332	10	801	23	<b>3438</b>	199	21	761	79	<b>960</b>	2478	72
10	47,0	1	2126	63	447	13	762	23	<b>3382</b>	205	19	902	81	<b>1107</b>	2275	67
11	37,0	1	1631	60	560	21	473	18	<b>2701</b>	263	25	809	75	<b>1072</b>	1629	60
12	52,0	3	1164	62	456	24	212	11	<b>1884</b>	122	6	1866	94	<b>1988</b>	-104	-6
13	106	5	1272	64	612	31	0	0	<b>1990</b>	179	18	821	82	<b>1000</b>	990	50
14	112	5	1492	72	481	23	0	0	<b>2085</b>	216	21	797	79	<b>1013</b>	1072	51
15	58,0	2	1683	70	674	28	0	0	<b>2415</b>	219	16	1154	84	<b>1373</b>	1042	43
16	86,0	3	2238	85	124	5	190	7	<b>2638</b>	292	38	480	62	<b>772</b>	1866	71
17	154	3	4335	90	124	3	190	4	<b>4803</b>	506	67	251	33	<b>757</b>	4046	84
18	0	0	1500	74	124	6	391	19	<b>2015</b>	182	43	240	57	<b>422</b>	1593	79
19	125	6	1585	80	124	6	144	7	<b>1978</b>	285	28	732	72	<b>1017</b>	961	49
20	119	5	2144	83	210	8	118	5	<b>2591</b>	299	54	252	46	<b>551</b>	2040	79
21	177	5	2923	85	210	6	118	3	<b>3428</b>	485	66	252	34	<b>737</b>	2691	79
22	46,0	1	3679	72	552	11	825	16	<b>5102</b>	460	40	684	60	<b>1144</b>	3958	78
23	43,0	1	6393	97	182	3	0	0	<b>6618</b>	530	54	460	46	<b>990</b>	5628	85
átlag	<b>81</b>	<b>2</b>	<b>2488</b>	<b>76</b>	<b>293</b>	<b>11</b>	<b>399</b>	<b>12</b>	<b>3260</b>	<b>311</b>	<b>37</b>	<b>522</b>	<b>63</b>	<b>833</b>	<b>2427</b>	<b>74</b>
szórás	48	2	1262	11	180	8	472	11	<b>1387</b>	133	22	423	22	<b>375</b>	1454	21
medián	85	3	2144	73	210	7	190	7	<b>2701</b>	285	46	312	54	<b>757</b>	2040	79

**13. táblázat.** A vizsgált halastavak szerves anyag, a nettó halhozamban akkumulálódott szerves anyag, valamint a be- és elfolyóvíz szervesanyag-mérlege

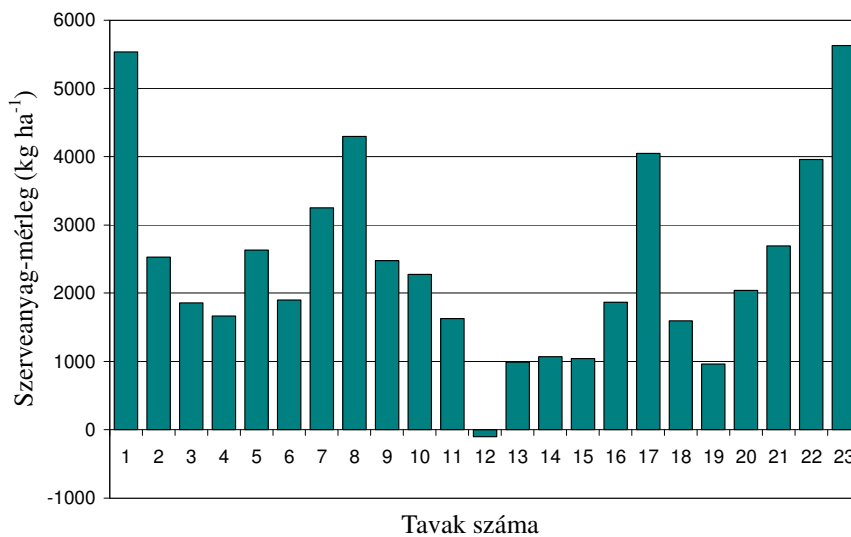
Tavak sorszáma	Szervesanyag-mérleg		Nettó hozamban akkumulálódott szerves anyag		Be- és elfolyóvíz szervesanyag-mérlege	
	No	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha
1	5533	89	592	9,5	34,0	27
2	2529	81	178	5,7	-184	-144
3	1856	83	148	6,7	12,0	8
4	1668	78	165	7,7	44,0	19
5	2633	88	116	3,9	48,0	25
6	1900	79	195	8,1	12,0	6
7	3252	85	235	6,2	-10,0	-4
8	4296	86	507	10,1	33,0	14
9	2478	72	86,0	2,5	-429	-129
10	2275	67	158	4,7	-455	-102
11	1629	60	226	8,4	-249	-44
12	-104	-6	70,0	3,7	-1410	-309
13	990	50	73,0	3,7	-209	-34
14	1072	51	104	5,0	-316	-66
15	1042	43	161	6,7	-480	-71
16	1866	71	206	7,8	-356	-287
17	4046	84	352	7,3	-127	-102
18	1593	79	182	9,0	-116	-94
19	961	49	160	8,1	-608	-490
20	2040	79	180	6,9	-42,0	-20
21	2691	79	308	9,0	-42,0	-20
22	3958	78	414	8,1	-132	-24
23	5628	85	487	7,4	-278	-153
<b>átlag</b>	<b>2427</b>	<b>74</b>	<b>231</b>	<b>6,8</b>	<b>-229</b>	<b>-78</b>
szórás	1454	21	145	2,1	322	126
medián	2040	79	180	7,3	-132	-44

A vizsgált halastavak üledékének átlagos szárazanyagra vonatkoztatott szervesszéntartalma nagy változatosságot mutatott (2,1-162 g kg száraz üledék<sup>-1</sup>). Az üledék átlagos szerves szén tartalma 30,5±44,3 g kg<sup>-1</sup> volt. Az üledék és az elfolyóvíz szervesanyag-tartalma között nem találtam összefüggést (r<sup>2</sup>=0,07; P>0,1). Ugyancsak nem volt

kapcsolat az üledék szervesanyag-tartalma és a szervesanyag-mérleg ( $r^2=0,12$ ;  $P>0,1$ ), és a népesítési szerkezeten belüli ponty arány ( $r^2=0,01$ ;  $P>0,1$ ) között.



**10. ábra.** A halastavak szervesanyag-mérlege és az összes bekerült szerves anyag közötti összefüggés



**11. ábra.** A vizsgált halastavak szervesanyag-mérlege

#### 4.1.4. A tápanyagmérlegek összefoglaló értékelése

A vizsgált halastavak tápanyagmérlegében jelentős súlyt képviselt a befolyó vízzel érkező tápanyagmennyiség. Az összes, a tavakba bekerült tápanyag arányában, a nitrogén esetében  $36\pm 12$  %-ot, a foszfor esetében  $35\pm 14$  %-ot tett ki a feltöltő vízzel, illetve a vízpótlással érkező tápanyagok mennyisége. A vízzel érkező nitrogén- és foszformennyiség közel hasonló súllyal szerepelt a tápanyagmérlegben, mint amennyi a takarmánnyal jutott be a tavakba ( $44\pm 13$  %, illetve  $42\pm 17$  %). Ezzel szemben a szervesanyag-mérlegben a takarmánnyal bekerült ( $76\pm 11$  %) mennyiség sokkal jelentősebb volt. A szerves anyagnak mindössze  $11\pm 8$  % érkezett a vízzel. A jelenleg alkalmazott tógazdasági gyakorlatban a tavakba bekerült nitrogénnek és a foszfornak csak mintegy a fele származik takarmányból. Ez azt jelenti, hogy a halastavi termelés fehérjeigényének kevesebb, mint fele takarmányeredetű, a fennmaradó rész forrása a feltöltő víz és a trágya. Ugyanakkor a haltermelés energiaszükségletének döntő része a takarmányból származik.

A halastavakba bekerült szerves szén, nitrogén és foszfor tömegaránya 52:5,4:1 volt, ami kissé alacsony nitrogén ellátottságra utal. Ezt erősíti, hogy a halastavak vizében az összes, de az algák számára hozzáférhető inorganikus nitrogén aránya szintén alacsony volt (14-15. táblázat), vagyis a tavakban az elsődleges termelés erősen nitrogén limitált volt.

**14. táblázat.** A vizsgált halastavak vizében található összes szerves szén (TOC), összes nitrogén (TN) és összes foszfor (TP) tömegaránya (zárójelben medián)

TOC	TN	TP
$30,5\pm 20,6$ (22,0)	$4,7\pm 4,9$ (2,6)	1

**15. táblázat.** A vizsgált halastavak vizében található összes szerves szén (TOC), összes szerves nitrogén (TIN) és ortofoszfát-foszfor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) tömegaránya (zárójelben medián)

TOC	TIN	$\text{PO}_4\text{-P}$
$102\pm 89,7$ (52,5)	$2,3\pm 1,8$ (1,7)	1

A tápanyagmérlegek fajlagos és relatív varianciája között jelentős eltérés mutatkozott. A nitrogénmérlegnél a területegységre számított mérleg varianciája (cv%) 62% ( $84 \pm 52 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), míg a relatív mérlegé 48 % ( $53 \pm 25 \%$ ) volt. A foszformérleg esetében a varianciák közötti különbség tovább nőtt (cv%=79,  $20,8 \pm 16,4 \text{ kg P ha}^{-1}$ , illetve cv%=14 %,  $74 \pm 10 \%$ ). A fajlagos és a relatív szervesanyag-mérleg varianciája cv%=79 ( $20,8 \pm 16,4 \text{ kg SZA ha}^{-1}$ ), illetve cv%=28 ( $74 \pm 21 \%$ ) volt. Mindez arra utal, hogy a vizsgált halastavak relatív tápanyag-visszatartása a bekerült tápanyagmennyiségektől függetlenül viszonylag állandó volt. Ezt támasztja alá a bekerült nitrogén-, foszfor- és szervesanyag-mennyiségek és a visszatartásuk között meglévő erős lineáris regressziós kapcsolat ( $r^2=0,80$ ; 0,97 és 0,92). Ez arra enged következtetni, hogy a halastavak tápanyag-feldolgozási kapacitása meghaladta az alkalmazott nitrogén-, foszfor- és szervesanyag-terhelést.

A halastavakba érkező és az onnan távozó víz kémiai paraméterei (ammónium-, nitrit-, nitrát-nitrogén, ortofoszfát- és összes foszfor, KOI, szerves lebegőanyag, vezetőképesség) között nem találtam szignifikáns ( $P > 0,1$ ) eltérést. A be- és elfolyóvíz tápanyagmérlegek átlaga, a nitrogén és a foszfor esetében pozitív volt ( $48 \pm 47 \%$ , illetve  $62 \pm 27 \%$ ), ugyanakkor a nitrogén esetében a halastavak között jelentős eltérés mutatkozott. Ezzel szemben a vizsgált halastavak szerves anyag be- és elfolyóvíz mérlegeinek átlaga  $-78 \pm 126 \%$  volt. A halastavak környezeti szerepét értékelve megállapítható, hogy a halastavak képesek javítani természetes vizeink minőségét, azáltal, hogy kevesebb nitrogén és foszforvegyület bocsátanak ki a lecsapolásuk során, mint amennyit a vízfeltöltés és vízpótlás során befogadtak. Ugyanakkor a halastavakból kibocsátott víz lényegesen több szerves anyagot tartalmazott, mint amennyi a feltöltő vízzel érkezett, elsősorban a haltermelés által megnövekedett szerves lebegőanyag koncentrációk következtében.

Az elfolyóvízzel távozó nitrogén mennyisége jelentősen függött az üledék nitrogéntartalmától. Negatív be- és elfolyóvíz nitrogén mérleg csak kiugróan magas nitrogéntartalmú üledék esetében ( $13,7\text{-}20,6 \text{ g N kg száraz üledék}^{-1}$ ) fordult elő.

Kiemelendő, hogy a termelési intenzitás növelésével, vagyis az elért hozamokkal nem járt együtt a halastavak által az elfolyóvízzel kibocsátott tápanyagok mennyiségének növekedése. Ez megerősíti azt a feltételezésünket, hogy a halastavak termelési

intenzitása optimális tápanyagpótlással tovább növelhető a természeti környezet károsítása nélkül.

A halbiomassza-gyarapodás (nettó hozam) formájában megkötött nitrogén, foszfor és szerves szén aránya  $18,4 \pm 6,7$  %;  $10,4 \pm 4,4$  % és  $6,6 \pm 2,1$  % volt. A haltermeléssel visszatartott tápanyagok aránya nem érte el az intenzív rendszerek átlagos 25 %-os transzformációs hatékonyságát (BRUNE et al., 2003), azonban amíg az intenzív haltermelő üzemek magas fehérjetartalmú iparilag előállított takarmányt használnak fel haltermelésre, addig a halastavi technológia egyéb olcsó, gyakran hulladék tápanyagforrásból állít elő értékes halfehérjét.

A természetes hozam mennyisége széles intervallumban, ( $-179 - 799$  kg ha<sup>-1</sup>) változott a vizsgált tavakban, átlaga  $248 \pm 253$  kg haltömeg ha<sup>-1</sup> volt. A természetes hozam az összes hozam arányában  $20,9 \pm 27,1$  % ( $-37,3 - 46,7$  %) volt.

A vizsgált poli- és monokultúrában hasznosított halastavak tápanyag-visszatartása és a környezetre gyakorolt hatása között nem találtunk különbséget. A vizsgálatba bevont tavaknál nem találtunk hozamtöbbletet a ponty aránnyal jellemzett polikultúrák népesítési szerkezet esetében sem.

A vizsgált halastavaknál az egy kilogramm hal előállítása során felhasznált nitrogén, foszfor és szerves szén mennyisége a 16. táblázatban, a fajlagos tápanyag kibocsátás a 17. táblázatban található. Egy kilogramm haltömeg megtermelésekor felhasznált víz mennyisége átlagosan  $24,3 \pm 14,2$  m<sup>3</sup> volt.

**16. táblázat.** A haltermelés során felhasznált nitrogén (N), foszfor (P) és szerves szén (OC) mennyisége (g kg halbiomassza<sup>-1</sup>)

		átlag	szórás	medián
<b>Összes tápanyag</b>				
	<b>N</b>	120	37,9	109
	<b>P</b>	24,1	22,5	15,3
	<b>OC</b>	1318	341	1271
<b>ebből takarmány tápanyag</b>				
	<b>N</b>	50,1	14,9	45,2
	<b>P</b>	7,29	1,76	6,72
	<b>OC</b>	975	233	907

**17. táblázat.** Az elfolyó vízzel távozó nitrogén, foszfor és szerves szén mennyisége haltermelésre vetítve (g kg halbiomassza<sup>-1</sup>)

	<b>átlag</b>	<b>szórás</b>	<b>medián</b>
<b>Nitrogén</b>	23,7	27,1	16,3
<b>Foszfor</b>	2,40	2,66	1,73
<b>Szerves szén</b>	289	388	144

## 4.2. Kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer vizsgálata

### 4.2.1. A rendszer tavainak terhelése

A kombinált tavi rendszer hároméves vizsgálata alatt a rendszer intenzív tavaiban eltérő népesítési intenzitást alkalmaztunk. Ennek következtében a tavakba a takarmánnyal ugyancsak eltérő mennyiségű tápanyagot juttattunk be. A rendszer intenzív és extenzív részében a lehalászott halbiomassza 0,30 és 0,16 kg m<sup>-2</sup> volt 1999-ben. Az intenzív részben lévő haltömeg 2000-ben 1,64 kg m<sup>-2</sup>-re, 2001-ben 2,68 kg m<sup>-2</sup>-re emelkedett. Az extenzív tóból lehalászott haltömeg 0,19 és 0,16 kg m<sup>-2</sup> volt, 2000 és 2001-ben. A rendszer tavaiban megtermelt halmennyiséget (bruttó hozam) a 18. táblázatban tüntettük fel.

**18. táblázat.** A rendszer tavaiban található maximális haltömeg mennyisége (kg m<sup>-2</sup>)

	<b>I1</b>	<b>I2</b>	<b>I3</b>	<b>I4</b>	<b>I5</b>	<b>R1</b>
<b>1999</b>	-	0,30	0,30	0,35	-	0,16
<b>2000</b>	5,77	0,33	0,55	0,58	0,98	0,19
<b>2001</b>	5,25	1,67	0,25	0	3,18	0,16

A tórendszerbe bevitt tápanyagok fő forrása a takarmány volt, ami a teljes rendszerre vonatkoztatva, a vizsgálataink három éve alatt, a szerves szén 80-82 %-át, a nitrogén 52-72 %-át, a foszfor 51-67 %-át tette ki az összes bekerült tápanyagnak. A rendszer egységeibe takarmánnyal bevitt tápanyag terheléseket a 19. táblázatban találhatóak.

**19. táblázat.** A rendszer tavaiba takarmánnyal bevitt nitrogén, foszfor és szervesanyag-mennyisége (kg ha<sup>-2</sup>)

	<b>1999</b>		<b>2000</b>		<b>2001</b>	
	<b>R1</b>	<b>Intenzív</b>	<b>R1</b>	<b>Intenzív</b>	<b>R1</b>	<b>Intenzív</b>
<b>Nitrogén</b>	501	68	1339	86	1108	75
<b>Foszfor</b>	64	11	274	13	306	12
<b>Szerves szén</b>	4872	1475	9854	1839	6780	1636

Az intenzív tavak összes szervesanyag-terhelése (TOM) 10.537 kg TOM ha<sup>-1</sup> volt, 2000-ben a terhelése 20.625 kg TOM ha<sup>-1</sup>-ra emelkedett, 2001-ben pedig

15.730 kg TOM ha<sup>-1</sup> volt. Az intenzív rész fajlagos szervesanyag-terhelése 2,5; 4,0 és 3,4-szeresen haladta meg az extenzív tó fajlagos terhelését. A rendszer tavainak részletes szervesanyag terhelési értékeit a 20. táblázatban tüntettem fel.

Az extenzív tó esetében a vízzel érkezett szervesanyag-terhelés két forrásból származott: a vízfeltöltéssel és vízpótlással a Körös folyóból, illetve az intenzív tavakból, a vízforgatással bekerült szervesanyag. Az intenzív részből érkezett szervesanyag-mennyiség az összes vízzel érkező mennyiségnek az 56, 75 és 85 %-át tette ki 1999, 2000 és 2001-ben.

**20. táblázat.** A rendszer tavainak szervesanyag-terhelése 1999 és 2001 között

	<b>I1</b>		<b>I2</b>		<b>I3</b>		<b>I4</b>		<b>I5</b>		<b>R1</b>	
	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%
<b>1999</b>												
Takarmány			8.323	92	10.019	92	10.964	93			2.952	69
Trágya			0	0	0	0	0	0			825	19
Víz			690	7	784	7	760	6			469	11
Hal			59,2	1	85,7	1	101	1			46,0	1
<b>Összesen</b>			<b>9.073</b>	<b>100</b>	<b>10.838</b>	<b>100</b>	<b>11.824</b>	<b>100</b>			<b>4.292</b>	<b>100</b>
<b>2000</b>												
Takarmány	66.713	93	9.205	99	14.047	98	18.258	98	8.093	94	3.679	72
Trágya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	825	16
Víz	106	0,1	91,5	0,1	97,3	1	101	1	92,0	1	552	11
Hal	5.012	7	18,7	1	141	1	352	1	466	5	46,0	1
<b>Összesen</b>	<b>71831</b>	<b>100</b>	<b>9.316</b>	<b>100</b>	<b>14.284</b>	<b>100</b>	<b>18.710</b>	<b>100</b>	<b>8.651</b>	<b>100</b>	<b>5.102</b>	<b>100</b>
<b>2001</b>												
Takarmány	40.070	85	14.706	86	3.813	96	0	0	28.800	86	3.272	71
Trágya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	619	13
Víz	106	0,2	91,5	1	97,3	2	101	100	92,0	0,3	675	12
Hal	6.696	15	2.340	13	76,7	2	0	0	4.583	14	48,7	4
<b>Összesen</b>	<b>46.871</b>	<b>100</b>	<b>17.138</b>	<b>100</b>	<b>3.987</b>	<b>100</b>	<b>101</b>	<b>100</b>	<b>33.475</b>	<b>100</b>	<b>4.615</b>	<b>100</b>

Az intenzív tavakba összesen 431 kg, fajlagosan 580 kg N ha<sup>-1</sup> nitrogén érkezett 1999-ben. Az intenzív rész nitrogénterhelése 2000-ben és 2001-ben 1454 és 1402 kg-ra emelkedett (21. táblázat). Az intenzív tavak fajlagos nitrogénterhelése 4,3; 10,3; 6,4-szeresen haladta meg az extenzív tó nitrogénterhelését, 1999, 2000 és 2001-ben.

Az R1 jelű extenzív tóba a vízzel érkező nitrogénmennyiségnek a 23 %-a érkezett az intenzív tavakból vízforgatással 1999-ben, ugyanakkor 2000 és 2001-ben már 63 és 64 %-a származott az intenzív tavakból.

**21. táblázat.** A rendszer tavainak nitrogénterhelése

	<b>I1</b>		<b>I2</b>		<b>I3</b>		<b>I4</b>		<b>I5</b>		<b>R1</b>	
	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%
<b>1999</b>												
Takarmány			428	86	515	87	565	87			68,0	50
Trágya			0	0	0	0	0	0			30,0	22
Víz			62,9	13	66,8	11	69,2	11			32,6	24
Hal			7,09	1	7,09	2	12,1	2			5,51	4
<b>Összesen</b>			<b>498</b>	<b>100</b>	<b>589</b>	<b>100</b>	<b>646</b>	<b>100</b>			<b>136</b>	<b>100</b>
<b>2000</b>												
Takarmány	5725	90	375	95	817	96	1062	95	471	87	85,8	61
Trágya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30,0	21
Víz	17,5	0,3	15,1	4	16,0	2	16,6	1	15,1	3	19,9	14
Hal	601	10	2,24	1	16,9	2	42,2	3	55,8	10	5,51	4
<b>Összesen</b>	<b>6343</b>	<b>100</b>	<b>392</b>	<b>100</b>	<b>850</b>	<b>100</b>	<b>1121</b>	<b>100</b>	<b>542</b>	<b>100</b>	<b>141</b>	<b>100</b>
<b>2001</b>												
Takarmány	3439	80	1262	80	87,8	62	0	0	2472	81	75,4	34
Trágya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22,5	10
Víz	49,4	1	42,6	3	45,3	32	46,9	100	42,8	1	116	53
Hal	802	19	280	17	9,20	6	0	0	549	18	5,84	3
<b>Összesen</b>	<b>4290</b>	<b>100</b>	<b>1585</b>	<b>100</b>	<b>142</b>	<b>100</b>	<b>46,9</b>	<b>100</b>	<b>3064</b>	<b>100</b>	<b>220</b>	<b>100</b>

A rendszer intenzív részének összes foszforterhelése 51,2 kg volt 1999-ben, ami fajlagosan 68,9 kg P ha<sup>-1</sup> terhelésnek felelt meg. Az intenzív tavak foszforterhelése 2000 és 2001-re 287 és 330 kg-ra nőtt (22. táblázat). Az intenzív tavakba bekerült foszfor mennyisége 3,2; 11,3; 10,0-szeresen haladta meg az extenzív tó foszforterhelését, 1999 és 2001 között.

Az extenzív tóba az összes, a vízzel érkező foszfornak 1999-ben 54 %-a, 2000-ben 56 %-a és 2001-ben 62 %-a érkezett az intenzív tavakból vízforgatással.

**22. táblázat.** A rendszer tavainak foszforterhelése

	<b>I1</b>		<b>I2</b>		<b>I3</b>		<b>I4</b>		<b>I5</b>		<b>R1</b>	
	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%
<b>1999</b>												
Takarmány			51,6	87	62,1	88	68,1	89			10,62	49
Trágya			0	0	0	0	0	0			7,65	35
Víz			6,99	12	7,44	11	7,70	10			3,06	14
Hal			0,604	1	0,88	1	1,03	1			0,469	2
<b>Összesen</b>			<b>59,2</b>	<b>100</b>	<b>70,4</b>	<b>100</b>	<b>76,8</b>	<b>100</b>			<b>21,8</b>	<b>100</b>
<b>2000</b>												
Takarmány	1592	97	46,7	91	95,8	94	124	93	471	87	12,9	51
Trágya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,65	30
Víz	4,83	0,2	4,17	8	4,43	4	4,59	4	15,1	3	4,32	17
Hal	51,2	3	0,19	1	1,44	2	3,59	3	55,8	10	0,47	2
<b>Összesen</b>	<b>1648</b>	<b>100</b>	<b>51,1</b>	<b>100</b>	<b>102</b>	<b>100</b>	<b>133</b>	<b>100</b>	<b>542</b>	<b>100</b>	<b>25,3</b>	<b>100</b>
<b>2001</b>												
Takarmány	956	93	351	93	13,7	78	0	0	687	93	11,8	36
Trágya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,74	17
Víz	3,40	0,3	2,93	1	3,11	18	3,22	100	2,95	0,4	15,1	46
Hal	68,3	7	23,9	6	0,78	4	0	0	46,8	6	0,50	2
<b>Összesen</b>	<b>1028</b>	<b>100</b>	<b>378</b>	<b>100</b>	<b>17,6</b>	<b>100</b>	<b>3,22</b>	<b>100</b>	<b>737</b>	<b>100</b>	<b>33,1</b>	<b>100</b>

Az elsődleges termelés sztöchiometriájából adódóan a szerves szén, a nitrogén és a foszfor ideális tömegaránya a halastavakban: C:N:P=44:7,2:1 (REDFIELD et al., 1963). A termelés mértékét elsősorban az algák számára hozzáférhető nitrogén és foszfor mennyisége határozza meg. A gyakorlatban a hozzáférhető szén mennyisége nem limitálja az algaprodukción. A vizsgált rendszerbe bekerült szerves szén, nitrogén és foszfor arányokat a 23. táblázat tartalmazza. 1999-ben az intenzív és extenzív részbe bejuttatott tápanyagmennyiségek tömegaránya nagyon hasonló volt. A rendszerben, amennyiben csak a bekerült tápanyagok arányát vesszük figyelembe, a nitrogén aránya kis mértékben elmaradt az ideálistól. A bekerült tápanyagok arányában a nitrogén és szerves szén mennyisége tovább csökkent 2000-ben és 2001-ben. Ugyanakkor a szerves szén aránya a rendszer extenzív és intenzív része között lényegesen különbözött.

A bekerült tápanyagformák aránya azonban csak elméleti megközelítése a rendszer produktív potenciáljának. A tavakba jutó tápanyagok döntő része szerves kötésben található (a takarmánnyal és hallal bekerült tápanyagok teljes egészében, a trágyával és a vízzel bekerült részben formált szerves anyag), vagyis közvetlenül nem hozzáférhető a

fotoszintetikus felépítő folyamatok számára. A rendszerbe bekerülő tápanyagok mennyiségénél és arányánál fontosabb az algák számára közvetlenül hozzáférhető szerves tápanyagok aránya, ami vízkémiai analízissel határozható meg.

**23. táblázat.** A rendszer extenzív és intenzív részének összes szerves szén (TOC), összes nitrogén (TN) és összes foszfor (TP) terhelésének tömegaránya

	1999			2000			2001		
	TOC	TN	TP	TOC	TN	TP	TOC	TN	TP
<b>R1</b>	99	6,2	1	101	5,2	1	70	6,6	1
<b>Intenzív tavak</b>	77	6,3	1	36	5,1	1	24	4,2	1
<b>Teljes rendszer</b>	85	6,2	1	72	5,2	1	60	5,7	1

#### 4.2.2. *Vízminőségi vizsgálatok eredményei*

##### 4.2.2.1. A rendszer működésének első éve (1999)

A rendszer üzemelésének első évében végzett vízkémiai vizsgálatok eredményei tavankénti bontásban a 23. táblázatban találhatóak meg.

##### *Halobitás*

A tavak vizének átlagos pH értéke között nem volt eltérés. A fajlagos vezetőképességben az intenzív és extenzív tavak átlaga között kismértékű, bár nem szignifikáns eltérés volt megfigyelhető. Az intenzív tavak vizének kissé magasabb volt az összes ion koncentrációja.

##### *Trofitás*

A rendszer tavaiban a nitrogén- és a foszforformák között szignifikáns különbség nem volt ( $P > 0,1$ ). A termelő folyamatok számára hozzáférhető növényi tápanyagok; a szerves nitrogénformák, illetve az ortofoszfát ( $PO_4\text{-P}$ ) mennyiségét az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al., 1992) 9 fokozatú trofitás tipológia alapján értékelve a hozzáférhető nitrogén mennyisége a 2-es, a foszfor mennyisége a 6-os fokozatnak felelt meg. A szerves nitrogén és a foszforformák tömegaránya a teljes rendszer esetében 1,4:1 volt (25. táblázat). A működésének első évében a rendszer ortofoszfát-foszforral jól ellátott, ugyanakkor szerves nitrogénben szegény volt. Ebből következik, hogy ebben az időszakban az elsődleges termelés erősen nitrogén limitált volt.

### Konstruktivitás

Az intenzív és extenzív tavak vizének átlagos klorofill-a tartalma között nem volt szignifikáns különbség. A rendszer átlagában mért  $74,35 \pm 39,63 \mu\text{g L}^{-1}$  klorofill-a koncentráció hasonló volt a 23 halastó vizsgálata során mért  $84,8 \pm 49,9 \mu\text{g L}^{-1}$  értékhez.

### Szaprobitás

A rendszer tavainak vizében a szerves anyag mennyisége hasonló volt. Az intenzív tavak és az extenzív tó szervesanyag-tartalma között szignifikáns eltérés nem mutatkozott ( $\text{KOI}_{\text{sMn}}$ , szerves lebegőanyag;  $P > 0,1$ ). A könnyen bomló szervesanyag-tartalmat mérő  $\text{KOI}_{\text{sMn}}$  értékkel jellemzett tipológia alapján a tavak vizének szaprobitása alfa-béta-mezoszaprob (FELFÖLDY, 1987), a Dévai-féle szaprobitás tipológia alapján:  $\text{KOI}_{\text{sMn}}$  4, szerves nitrogén 3, formált nitrogén 4 volt. A tavak szaprobitása nem érte el a halastavakat jellemző értékeket sem. Az előző, a halastavak környezeti hatásának vizsgálata során, az átlagos  $\text{KOI}_{\text{sMn}}$   $10,60 \pm 2,07$  volt, szemben a rendszer tavaiban mért  $7,41 \pm 1,96$  értékkel.

**24. táblázat.** A rendszer tavainak főbb vízminőségi paraméterei 1999-ben

	<b>I2</b>	<b>I3</b>	<b>I4</b>	<b>R1</b>
<b>Fajlagos vezetőkép.</b> ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	$527 \pm 54,1^a$	$525 \pm 72,3^a$	$522 \pm 64,2^a$	$476 \pm 54,1^a$
<b>pH</b>	$7,45 \pm 0,25^a$	$7,43 \pm 0,53^a$	$7,40 \pm 0,47^a$	$7,55 \pm 0,31^a$
<b><math>\text{KOI}_{\text{sMn}}</math> (<math>\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}</math>)</b>	$8,67 \pm 1,07^a$	$7,49 \pm 1,53^a$	$6,11 \pm 2,10^a$	$7,38 \pm 2,51^a$
<b>Klorofill-a</b> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	$86,7 \pm 53,5^a$	$68,2 \pm 28,5^a$	$62,7 \pm 33,5^a$	$78,63 \pm 48,28^a$
<b><math>\text{NO}_3\text{-N}</math> (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b>	$0,128 \pm 0,094^a$	$0,130 \pm 0,114^a$	$0,106 \pm 0,114^a$	$0,193 \pm 0,145^a$
<b><math>\text{NO}_2\text{-N}</math> (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b>	$0,029 \pm 0,020^a$	$0,027 \pm 0,022^a$	$0,026 \pm 0,022^a$	$0,038 \pm 0,033^a$
<b><math>\text{NH}_4\text{-N}</math> (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b>	$0,061 \pm 0,034^a$	$0,065 \pm 0,041^a$	$0,055 \pm 0,024^a$	$0,063 \pm 0,026^a$
<b>Ásványi N</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,218 \pm 0,111^a$	$0,221 \pm 0,132^a$	$0,187 \pm 0,138^a$	$0,294 \pm 0,184^a$
<b>Szerves N</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,743 \pm 0,548^a$	$0,770 \pm 0,580^a$	$0,625 \pm 0,484^a$	$0,703 \pm 0,514^a$
<b>Összes N</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,961 \pm 0,493^a$	$0,991 \pm 0,530^a$	$0,812 \pm 0,402^a$	$0,997 \pm 0,425^a$
<b><math>\text{PO}_4\text{-P}</math> (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b>	$0,184 \pm 0,188^a$	$0,146 \pm 0,109^a$	$0,106 \pm 0,069^a$	$0,205 \pm 0,140^a$
<b>Összes P</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,393 \pm 0,215^a$	$0,341 \pm 0,125^a$	$0,308 \pm 0,143^a$	$0,464 \pm 0,120^a$
<b>Szerves lebegőanyag</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$19,2 \pm 4,79^a$	$16,1 \pm 3,45^a$	$20,1 \pm 13,96^a$	$17,4 \pm 7,92^a$

Az abc eltérő betűi a felső indexben szignifikáns különbséget jeleznek ( $P < 0,05$ )

#### 4.2.2.1.1. A feltöltő és az elfolyó víz minősége

A tavaszi feltöltő víz, a nyári vízpótlás és az őszi lecsapolás vízkémiai paramétereinek (26. táblázat) összevetésével értékelhető a tavi rendszer elfolyóvize által okozott

környezeti terhelés. A lecsapolt víz ásványi nitrogén tartalma 40 %-kal, összes nitrogén tartalma 49 %-kal volt alacsonyabb, mint ami feltöltővízzel és vízpótlással a tórendszerbe került. Az elfolyóvíz ortofoszfát koncentrációja 14 %-kal nagyobb, az összes foszfor tartalma 7 %-kal kisebb volt a feltöltő víz átlagánál. Az elfolyóvízben mért  $KOI_{sMn}$  koncentráció 8 %-kal haladta meg a tórendszerbe bevezetett vízben mért átlagértéket.

**25. táblázat.** A tavak vizében található összes szerves szén (TOC), összes ásványi nitrogén (TIN) és ortofoszfát-foszfor ( $PO_4$ -P) tömegaránya

Tavak	TOC	TIN	$PO_4$ -P
<b>R1</b>	56	1,4	1
<b>I2</b>	73	1,2	1
<b>I3</b>	80	1,5	1
<b>I4</b>	90	1,8	1
<b>Teljes rendszer</b>	57	1,4	1

**26. táblázat.** A rendszert feltöltő és a tavakból lecsapolással távozó víz főbb vízminőségi paramétereit 1999-ben

	Feltöltés	Vízpótlás	Lecsapolás					átlag*
			átlag*	I2	I3	I4	R1	
<b>Ideje</b>	03.10.	07.27.		09.27.	09.27.	09.27.	11.07.	
<b>Mennyisége (m<sup>3</sup>)</b>	211100	120000		3700	3500	3900	200000	
<b>Fajlagos vezetőkép. (μS cm<sup>-1</sup>)</b>	511	518		404	412	412	471	<b>454</b>
<b>pH</b>	7,40	6,95		7,15	7,05	6,85	7,55	<b>7,28</b>
<b><math>KOI_{sMn}</math> (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>)</b>	8,10	10,9	<b>9,14</b>	6,09	7,15	7,46	10,1	<b>9,94</b>
<b>NO<sub>3</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,932	0,936	<b>0,934</b>	0,284	0,342	0,215	0,329	<b>0,327</b>
<b>NO<sub>2</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0	0,032	<b>0,012</b>	0,025	0,018	0,018	0,146	<b>0,141</b>
<b>NH<sub>4</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0	0,271	<b>0,102</b>	0,037	0,040	0,045	0,166	<b>0,161</b>
<b>Ásványi N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,932	1,24	<b>1,05</b>	0,345	0,400	0,279	0,640	<b>0,629</b>
<b>Szerves N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,20	2,53	<b>1,70</b>	0,118	0,105	0,091	0,825	<b>0,799</b>
<b>Összes N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	2,13	3,77	<b>2,75</b>	0,463	0,505	0,370	1,46	<b>1,43</b>
<b>PO<sub>4</sub>-P (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0	0,366	<b>0,137</b>	0,158	0,115	0,115	0,158	<b>0,157</b>
<b>Összes P (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,124	0,608	<b>0,306</b>	0,217	0,130	0,143	0,291	<b>0,291</b>
<b>Szerv. lebegőa. (mg L<sup>-1</sup>)</b>	13,2	10,9	<b>12,4</b>	20,4	21,9	18,9	39,5	<b>38,8</b>

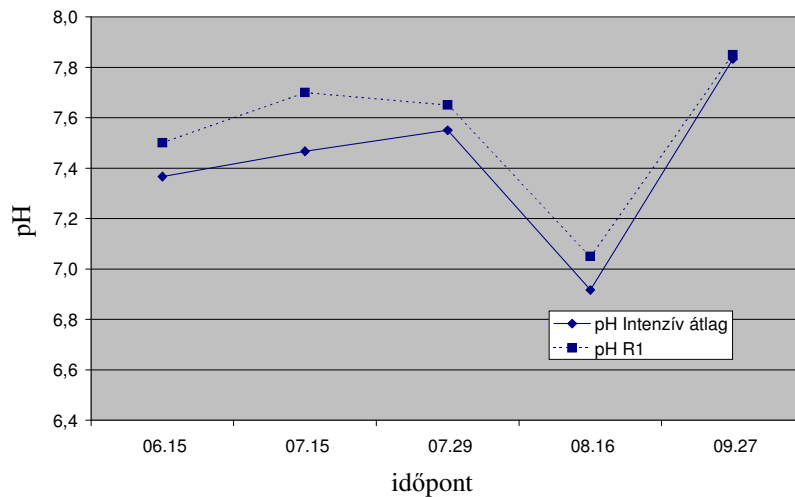
\* A vízmennyiséggel súlyozott átlag

#### 4.2.2.1.2. Az intenzív és extenzív tavak közötti vízcseré

A tenyésztési időszak folyamán a vízforgatás 1999-ben július 1-től szeptember 27-ig tartott az intenzív és az extenzív rész között. A vízforgatás során bekövetkező vízminőség változások képet adnak az intenzív és az extenzív részben lejároló folyamatokról. A következőkben az intenzív tavak és az extenzív tó vízkémiai paramétereinek a vízforgatás alatti alakulása kerül összevetésre.

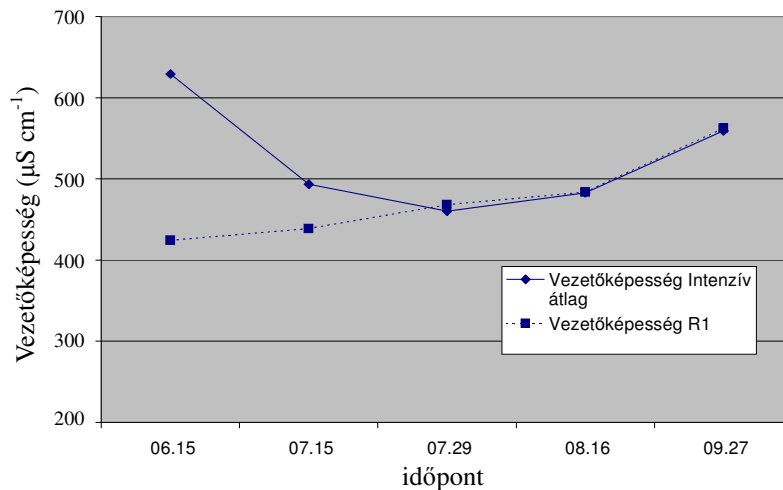
##### *A halobitás változása*

Az extenzív tó pH értéke szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) magasabb volt az intenzív tavak vizében mértnél. A pH változása mindkét egységben hasonlóan alakult (12. ábra). Ezt támasztja alá az extenzív tó magasabb klorofill-a tartalma, ami az elsődleges termelés nagyobb sebességére utal. Mivel az autotróf termelés során a víztest szén-dioxid tartalma csökken, emelkedik annak pH értéke. A pH változás tendenciája azonban mindkét egységben hasonló volt.



**12. ábra.** A pH alakulása a vízforgatás alatt

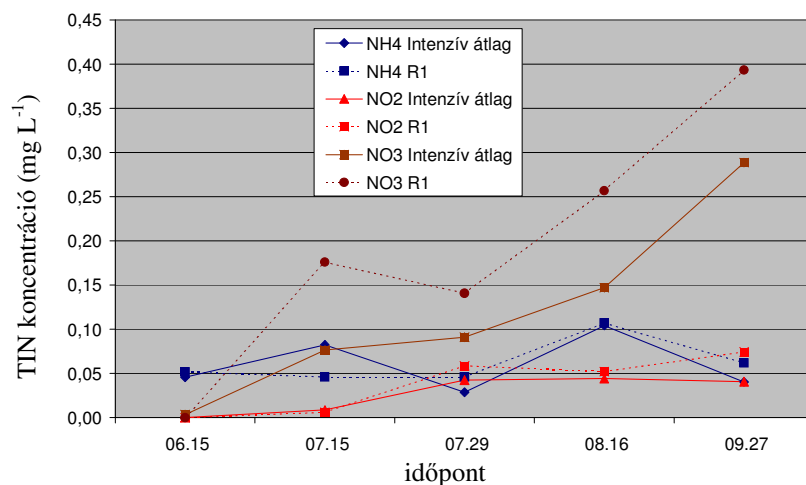
A fajlagos vezetőképesség az extenzív tóban a tenyésztési időszak folyamán fokozatosan emelkedett. A vezetőképesség az intenzív tavakban a nyár közepén bekövetkező csökkenést követően emelkedett (13. ábra). Az extenzív és intenzív tavak között szignifikáns eltérés ( $P > 0,1$ ) nem volt.



**13. ábra.** A fajlagos vezetőképesség alakulása a vízforgatás alatt

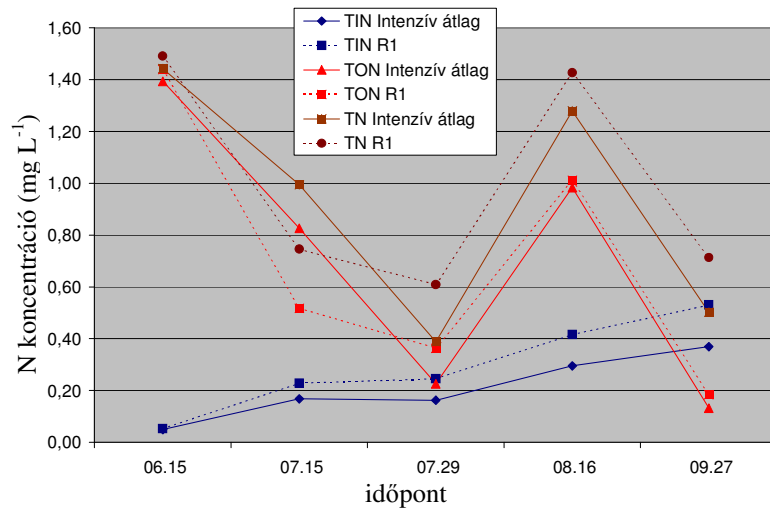
#### *A trofitás változása*

A víz összetételére a vízforgatás alatt jellemző volt az alacsony nitrogéntartalom. Az ásványi nitrogénformák (TIN) koncentrációja folyamatosan növekvő tendenciát mutatott (15. ábra), a legjelentősebb ásványi nitrogénforma a nitrát nitrogén ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) volt (14. ábra). Az extenzív tó vizének nitrát-nitrogén koncentrációja szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) meghaladta az intenzív tavak átlagát. Az extenzív és az intenzív rész ammónium- ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) és nitrit- ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) nitrogéntartalma között statisztikailag értékelhető különbség nem volt ( $P > 0,1$ ).

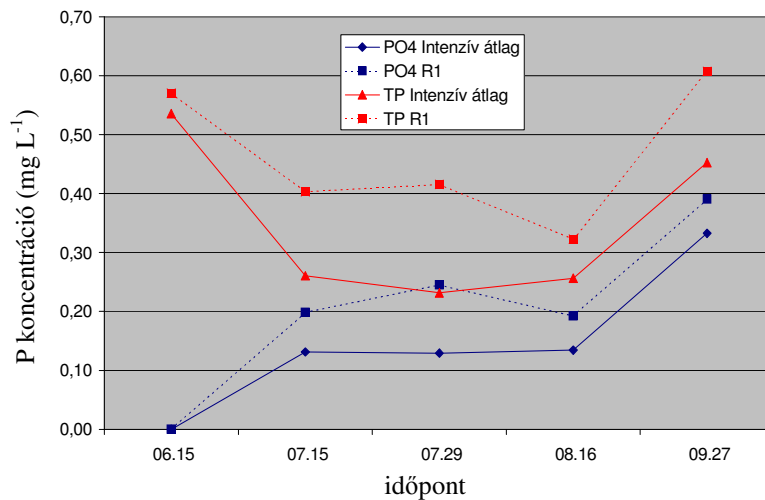


**14. ábra.** Az ásványi nitrogén formák alakulása a vízforgatás alatt

A tavak összes nitrogén (TN) tartalmában a szerves nitrogén (TON) koncentráció volt a meghatározó. Az intenzív és extenzív tavak szerves és összes nitrogén tartalma között szignifikáns eltérés szintén nem volt ( $P > 0,1$ ). A szerves nitrogén tartalomban év közben jelentős ingadozás mutatkozott, augusztus közepén a szerves nitrogén koncentrációja mindkét egységben emelkedett.



**15. ábra.** Az összes szervesetlen nitrogén (TIN), az összes szerves nitrogén (TON) és az összes nitrogén (TN) alakulása a vízforgatás alatt

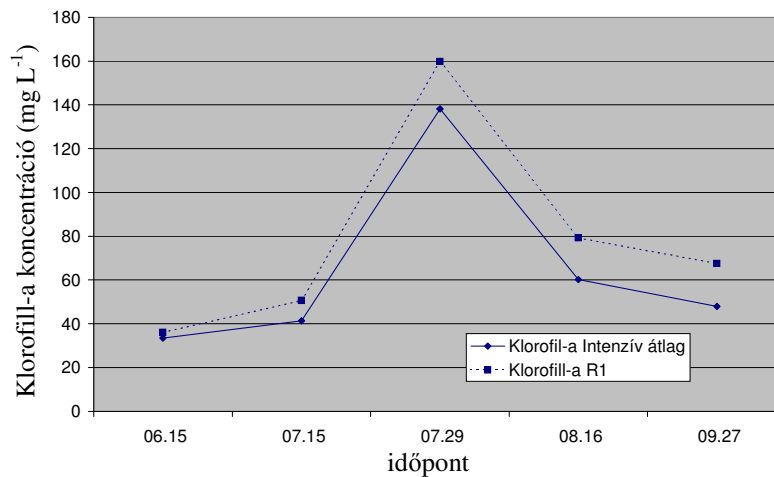


**16. ábra.** Az ortofoszfát (PO<sub>4</sub>-P) és az összes foszfor (TP) alakulása a vízforgatás alatt

Az extenzív tó ortofoszfát-foszfor tartalma szignifikánsan magasabb volt ( $P < 0,05$ ) az intenzív tavakénál. Az ortofoszfát-foszfor koncentrációja az ásványi nitrogén koncentrációk változásához hasonlóan növekvő tendenciájú (16. ábra) volt mind az intenzív, mind az extenzív tavakban. Az intenzív tavak és az extenzív tó összes foszfor tartalmában csak kis különbség ( $P < 0,1$ ) volt megfigyelhető.

#### *A konstruktivitás változása*

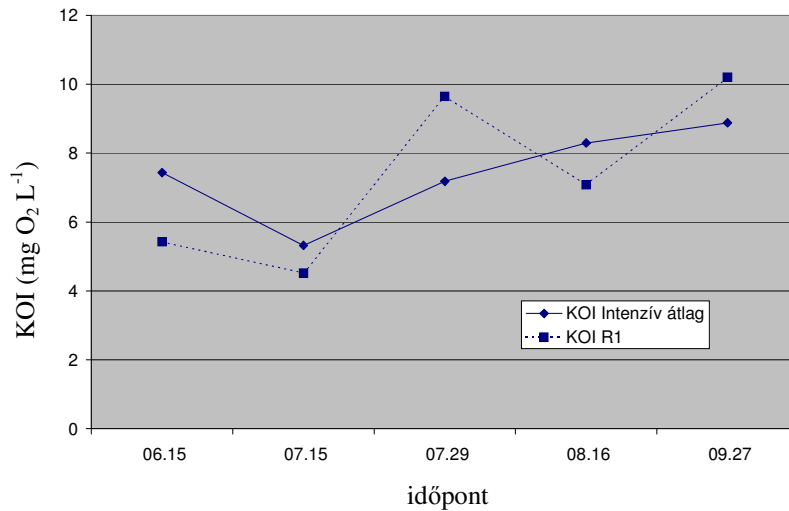
A klorofill-a tartalom változása mindkét egységben hasonlóan alakult (17. ábra). Mind az extenzív tó, mind az intenzív tavak esetében egy jelentős július végi csúcs látható a klorofill-a tartalomban. Ugyanakkor az extenzív tó vizének klorofill-a tartalma szignifikánsan magasabb ( $P < 0,05$ ) volt.



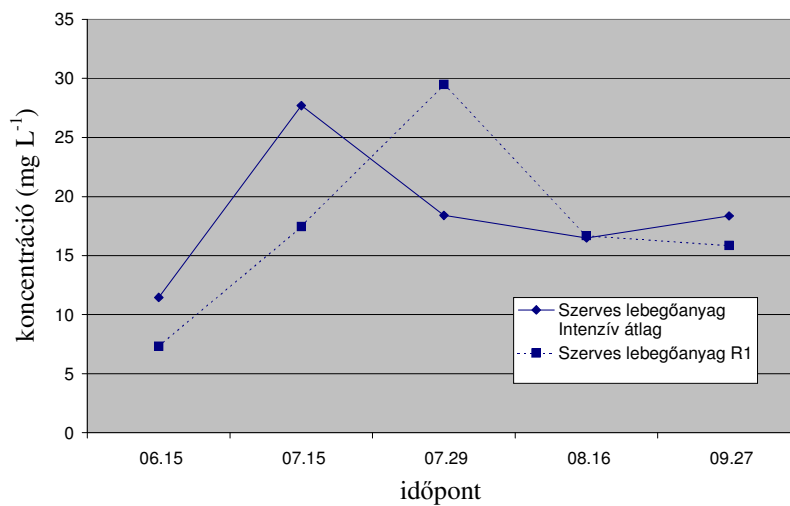
**17. ábra.** A klorofill-a tartalom alakulása a vízforgatás alatt

#### *A szaprobitás változása*

A  $KOI_{sMn}$  és a szerves lebegőanyag tartalomban az extenzív és az intenzív tavak átlaga között szignifikáns különbség ( $P > 0,1$ ) nem volt. Az extenzív tóban a  $KOI_{sMn}$  tartalom jelentős ingadozást mutatott a szerves nitrogén tartalomhoz hasonlóan (18. ábra). A szerves lebegőanyag tartalom alakulása mindkét tóegység esetében hasonló volt, nyár közepén magasabb értéket mértünk (19. ábra).



**18. ábra.** A kémiai oxigénigény ( $KOI_{sMn}$ ) alakulása a vízforgatás alatt



**19. ábra.** A szerves lebegőanyag alakulása a vízforgatás alatt

#### 4.2.2.2. A rendszer működésének második éve (2000)

2000-ben az előző évi tápanyagterhelésnél, szerves szén esetében 31 %-kal, nitrogén esetében 32 %-kal, foszfor esetében 53 %-kal került több tápanyag a teljes tórendszerbe. A rendszer üzemelésének második évében végzett vízkémiai vizsgálatok eredményei a 27. táblázatban láthatóak.

### Halobitás

A tavak pH-ja és fajlagos vezetőképessége között nem volt szignifikáns eltérés ( $P>0,1$ ). A vezetőképesség és a pH kissé, bár nem szignifikánsan ( $P>0,1$ ) magasabb volt 2000-ben, mint az előző évben.

### Trofitás

A kísérleti rendszer működésének második évében az elsődleges termelés számára hozzáférhető ásványi nitrogén és ortofoszfát-foszfor az előző évi mennyiségnél kismértékben magasabb volt, a különbség azonban nem volt szignifikáns ( $P>0,1$ ). A víztest tápanyag-ellátottságát az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al., 1992) alapján értékelve az ásványi nitrogén mennyisége 3-as, az ortofoszfát-foszfor mennyisége 6-os kategóriában volt. A tavak tápanyag-ellátottsága hasonló volt, közöttük nagy különbséget, az I1-es tó kivételével nem lehetett megfigyelni. A magas népesítés következtében az I1-es tó fajlagos nitrogénterhelése ( $6343 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) mintegy harmincszorosan haladta meg a rendszer átlagos terhelését ( $202 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Az I1-es tó ásványi- és szerves nitrogén, ortofoszfát- és összes foszfor, valamint szerves lebegőanyag tartalma szignifikánsan meghaladta ( $P<0,05$ ) a rendszer többi tavában mért értékeket.

**27. táblázat.** A rendszer tavainak főbb vízminőségi paraméterei 2000-ben

	I1	I2	I3	I4	I5	R1
Fajl. vez. ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	$600\pm 53,3^a$	$575\pm 92,8^a$	$578\pm 115^a$	$606\pm 134^a$	$592\pm 76,4^a$	$528\pm 21,9^b$
pH	$7,43\pm 0,33^a$	$7,73\pm 0,54^a$	$7,68\pm 0,40^a$	$7,82\pm 0,26^a$	$7,58\pm 0,38^a$	$7,80\pm 0,21^a$
KOI <sub>sMn</sub> ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ )	$11,5\pm 3,16^a$	$8,73\pm 2,11^{ab}$	$8,88\pm 3,18^{ab}$	$7,01\pm 2,54^b$	$7,80\pm 3,20^{ab}$	$7,74\pm 2,25^b$
Klorofill-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	$138\pm 103^a$	$49,3\pm 28,7^b$	$77,6\pm 48,5^{ab}$	$59,6\pm 42,6^b$	$26,1\pm 21,3^b$	$80,8\pm 33,9^{ab}$
NO <sub>3</sub> -N ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,342\pm 0,17^a$	$0,142\pm 0,05^b$	$0,166\pm 0,04^b$	$0,166\pm 0,07^b$	$0,168\pm 0,13^{ab}$	$0,200\pm 0,06^{ab}$
NO <sub>2</sub> -N ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,183\pm 0,16^a$	$0,043\pm 0,02^b$	$0,046\pm 0,02^b$	$0,045\pm 0,01^b$	$0,033\pm 0,03^b$	$0,054\pm 0,01^b$
NH <sub>4</sub> -N ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,816\pm 0,21^a$	$0,097\pm 0,04^b$	$0,095\pm 0,10^b$	$0,112\pm 0,15^b$	$0,076\pm 0,07^b$	$0,060\pm 0,03^b$
Ásványi N ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$1,34\pm 0,24^a$	$0,282\pm 0,08^b$	$0,307\pm 0,13^b$	$0,322\pm 0,22^b$	$0,277\pm 0,21^b$	$0,315\pm 0,04^b$
Szerves N ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$5,88\pm 1,77^a$	$0,799\pm 0,34^b$	$0,689\pm 0,54^b$	$0,826\pm 1,00^b$	$0,609\pm 0,59^b$	$0,502\pm 0,23^b$
Összes N ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$7,22\pm 1,74^a$	$1,08\pm 0,38^b$	$0,996\pm 0,67^b$	$1,15\pm 1,21^b$	$0,886\pm 0,71^b$	$0,816\pm 0,22^b$
PO <sub>4</sub> -P ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,318\pm 0,15^a$	$0,13\pm 0,07^b$	$0,142\pm 0,07^b$	$0,125\pm 0,08^b$	$0,137\pm 0,07^b$	$0,193\pm 0,07^b$
Összes P ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,571\pm 0,27^a$	$0,230\pm 0,13^b$	$0,249\pm 0,12^b$	$0,231\pm 0,13^b$	$0,244\pm 0,12^b$	$0,345\pm 0,13^b$
Szerv.leba. ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$60,0\pm 12,24^a$	$12,2\pm 6,45^b$	$22,2\pm 10,64^b$	$23,4\pm 4,19^b$	$18,5\pm 18,46^b$	$25,5\pm 7,32^b$

Az abc eltérő betűi a felső indexben szignifikáns különbséget jeleznek ( $P<0,05$ )

A Dévai-féle vízminősítési kategóriákalapján az I1-es tó ásványi nitrogén ellátottsága a 6-os, az ortofoszfát-foszfor tartalma a 7-es fokozatnak felelt meg. A teljes rendszer ásványi nitrogén:ortofoszfát-foszfor aránya 1,6 volt (28. táblázat). Ez az arány az előző évinél kissé magasabb, azonban a rendszer egészére még mindig erőteljes nitrogén limitáltság volt a jellemző.

#### *Konstruktivitás*

A teljes rendszer átlagában mért  $78,52 \pm 32,06 \mu\text{g L}^{-1}$  klorofill-a tartalom nem különbözött szignifikánsan ( $P > 0,1$ ) az 1999-ben mérttől. A klorofill-a tartalomban az extenzív tó és az intenzív tavak átlaga ( $80,77 \pm 33,92$ , illetve  $76,28 \pm 33,91 \mu\text{g L}^{-1}$ ) sem különbözött egymástól szignifikánsan ( $P > 0,1$ ). Ugyanakkor az intenzív tavak között lényeges eltérések mutatkoztak, az I1-es tó klorofill-a tartalma szignifikánsan meghaladta ( $P < 0,05$ ) a többi intenzív tót.

**28. táblázat.** A tavak vizében található összes szerves szén (TOC), az összes ásványi nitrogén (TIN) és az ortofoszfát-foszfor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) tömegaránya 2000-ben

<b>Tavak</b>	<b>TOC</b>	<b>TIN</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P</b>
<b>R1</b>	66	1,6	1
<b>I1</b>	94	4,2	1
<b>I2</b>	48	2,2	1
<b>I3</b>	78	2,2	1
<b>I4</b>	94	2,6	1
<b>I5</b>	67	2,0	1
<b>Teljes rendszer</b>	68	1,6	1

#### *Szaprobítás*

A tavak között a kémiai oxigénigény ( $\text{KOI}_{\text{sMn}}$ ) tekintetében szignifikáns eltérés nem volt ( $P > 0,1$ ). A teljes tórendszer kémiai oxigénigényének átlagában 1999 és 2000 között nem volt szignifikáns ( $P > 0,1$ ) eltérés ( $7,38$ , illetve  $7,75 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ). A rendszer  $\text{KOI}_{\text{sMn}}$  értékkel jellemzett szaprobítása az előző évvel megegyező alfa-béta mezoszaprob volt (FELFÖLDY, 1987). Az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al., 1992) alapján: a  $\text{KOI}_{\text{sMn}}$  4-es, a szerves nitrogén 3-as, a formált nitrogén 4-es kategóriának felelt meg, ami szintén megegyezett az előző évi besorolással.

#### 4.2.2.2.1. A feltöltő és az elfolyó víz minősége

A tavakat feltöltő és a lecsapoláskor onnan elfolyó víz kémiai paraméterei a 29. táblázatban találhatóak meg. A lecsapolt víz átlagos ásványi nitrogén tartalma 37 %-kal, az összes nitrogén tartalma 33 %-kal volt alacsonyabb a vízfeltöltéssel és vízpótlással a rendszerbe került víz átlagánál. Ugyanakkor az elfolyóvíz ortofoszfát-foszfor koncentrációja 21 %-kal, az összes foszforé 13 %-kal volt magasabb a feltöltő víz átlagánál. A  $KOI_{sMn}$  koncentráció az elfolyóvízben kétszerese volt a befolyó víz átlagának. Az elfolyóvíz ásványi- és összes nitrogén tartalma 21 és 36 %-kal alacsonyabb, az ortofoszfát- és összes foszfor mennyisége 23 és 5 %-kal magasabb volt 2000-ben, mint 1999-ben. A  $KOI_{sMn}$  tartalom az elfolyóvízben mindössze 3 %-kal haladta meg az 1999 évi mennyiséget.

**29. táblázat.** A rendszert feltöltő és a tavakból lecsapolással távozó víz főbb vízminőségi paraméterei 2000-ben

	feltöl- tés	víz- pótlás	átlag*	Lecsapolás						átlag*
				I1	I2	I3	I4	I5	R1**	
<b>Ideje</b>	03.20.	08.15.		09.14.	09.24.	09.24.	09.24.	09.26.	10.31.	
<b>Mennyisége (m<sup>3</sup>)</b>	215000	120000		2000	3700	3500	3900	1900	200000	
<b>Fajl. vezetőkép. (<math>\mu S\ cm^{-1}</math>)</b>	361	378	<b>367</b>	620	560	563	561	565	572	<b>572</b>
<b>pH</b>	8,15	6,66	<b>7,62</b>	7,13	7,07	7,13	7,43	7,20	8,28	<b>8,23</b>
<b><math>KOI_{sMn}(mgO_2L^{-1})</math></b>	5,78	3,57	<b>4,99</b>	17,42	7,64	4,18	4,18	7,94	10,3	<b>10,2</b>
<b><math>NO_3-N\ (mg\ L^{-1})</math></b>	0,801	0,505	<b>0,695</b>	0,424	0,215	0,215	0,292	0,410	0,358	<b>0,356</b>
<b><math>NO_2-N\ (mg\ L^{-1})</math></b>	0,033	0,038	<b>0,035</b>	0,077	0,032	0,049	0,045	0,065	0,086	<b>0,084</b>
<b><math>NH_4-N\ (mg\ L^{-1})</math></b>	0,023	0,126	<b>0,060</b>	0,793	0,151	0,287	0,409	0,208	0,041	<b>0,057</b>
<b>Ásv. N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,857	0,669	<b>0,790</b>	1,295	0,398	0,551	0,746	0,683	0,485	<b>0,497</b>
<b>Szerv. N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,196	1,237	<b>0,569</b>	4,77	1,17	1,75	2,827	1,64	0,310	<b>0,411</b>
<b>Összes N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,05	1,91	<b>1,36</b>	6,06	1,57	2,30	3,57	2,32	0,796	<b>0,908</b>
<b><math>PO_4-P\ (mg\ L^{-1})</math></b>	0,164	0,149	<b>0,159</b>	0,508	0,065	0,065	0,059	0,124	0,194	<b>0,193</b>
<b>Összes P (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,291	0,236	<b>0,271</b>	0,911	0,124	0,125	0,124	0,236	0,306	<b>0,306</b>
<b>Szerves lebegőa. (mg L<sup>-1</sup>)</b>	6,69	8,73	<b>7,23</b>	69,5	11,3	15,3	15,9	50,4	23,9	<b>24,3</b>

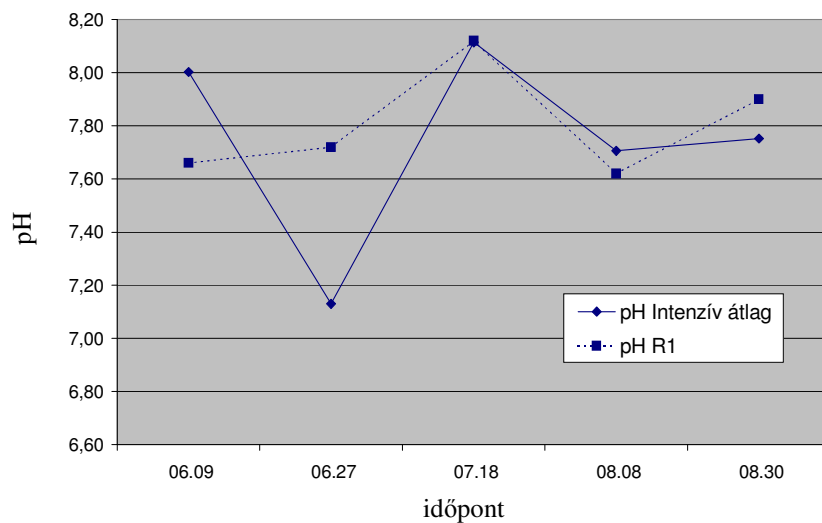
\* A vízmennyiséggel súlyozott átlag

\*\* Az R1-es tó 2000-ben nem került lecsapolásra, a feltüntetett értékek az október 31-i vízvizsgálat eredményei

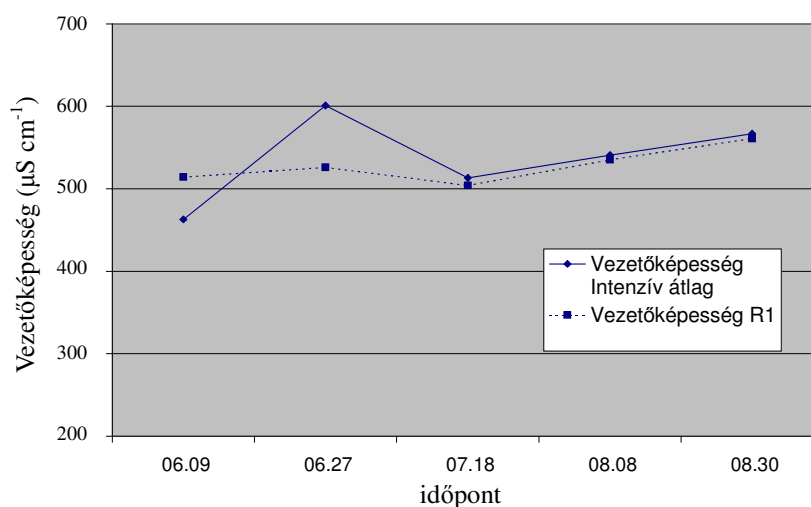
#### 4.2.2.2. Az intenzív és extenzív tavak közötti vízcseré

##### *Halobitás változása*

A pH és a fajlagos vezetőképesség alapján (20. és 21. ábra) az extenzív és az intenzív részek között szignifikáns eltérés nem volt ( $P>0,1$ ). Az extenzív tóban mért pH ( $7,55\pm 0,31$  és  $7,80\pm 0,21$ ) és a fajlagos vezetőképesség tekintetében ( $476\pm 54,1$  és  $528\pm 21,9 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) 1999-ben és 2000-ben mért értékek között szignifikáns eltérés nem volt ( $P>0,1$ ). Az intenzív tavak között a mért pH értékében ( $7,43\pm 0,43$  és  $7,74\pm 0,38$ ) és a fajlagos vezetőképességben ( $525\pm 68,9$  és  $537\pm 52,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) sem volt statisztikai különbség ( $P>0,1$ ) 2000-ben.



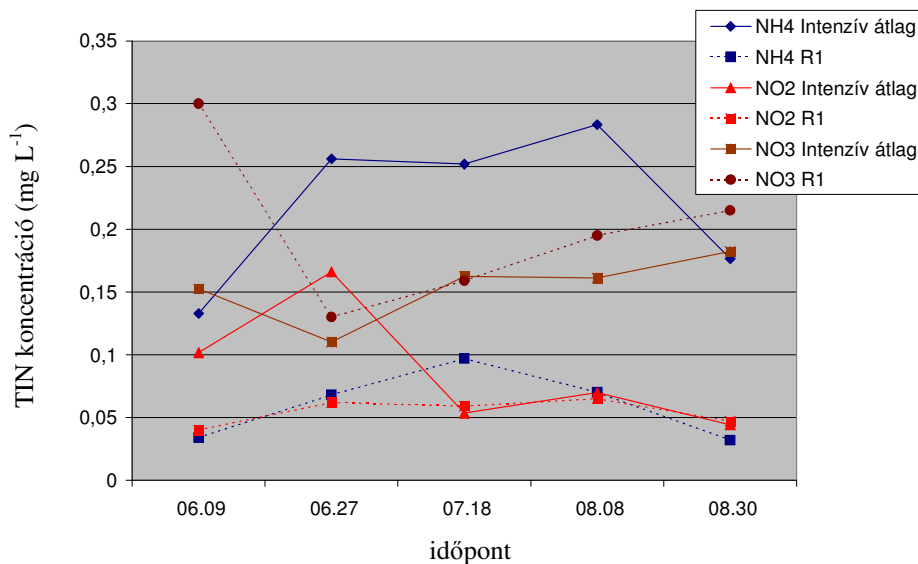
**20. ábra.** A pH alakulása a vízforgatás alatt 2000-ben



**21. ábra.** A fajlagos vezetőképesség alakulása a vízforgatás alatt 2000-ben

### A trofítás változása

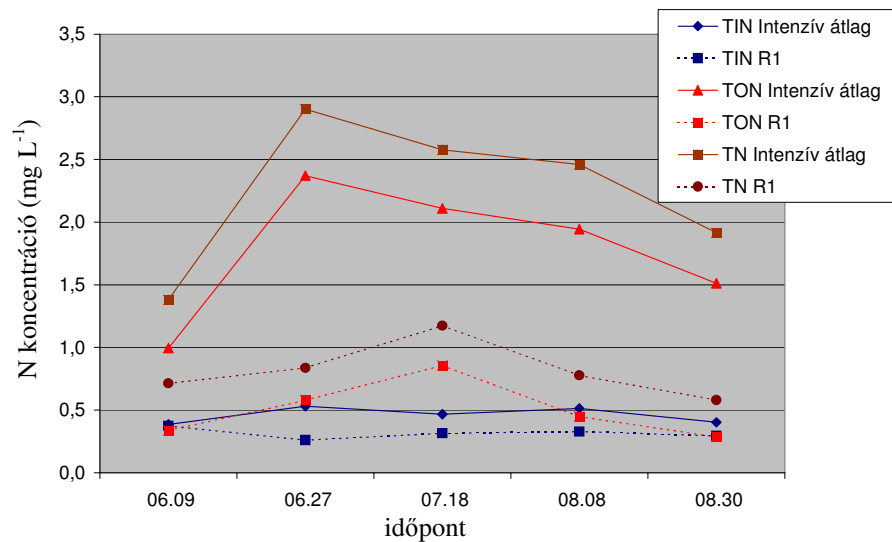
A tenyészedőszak alatt az extenzív tó vizének ammónium-nitrogén ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) tartalma szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) alacsonyabb volt, mint ami oda, az intenzív tavak elfolyóvizével a vízforgatás során bekerült (22. ábra). Az extenzív és intenzív rész nitrit ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) és nitrát- ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) nitrogén tartalma között statisztikailag értékelhető különbség nem volt ( $P > 0,1$ ). A vízforgatással az extenzív tóba bejutott ásványi nitrogén tartalom szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) magasabb volt az 1999-ben mért mennyiségnél (1999:  $0,209 \pm 0,125$  és 2000:  $0,462 \pm 0,065 \text{ mg L}^{-1}$ ), miközben az extenzív tó vizének ásványi nitrogén tartalma 1999 és 2000-ben nem különbözött egymástól ( $0,294 \pm 0,184$  és  $0,314 \pm 0,042 \text{ mg L}^{-1}$ ).



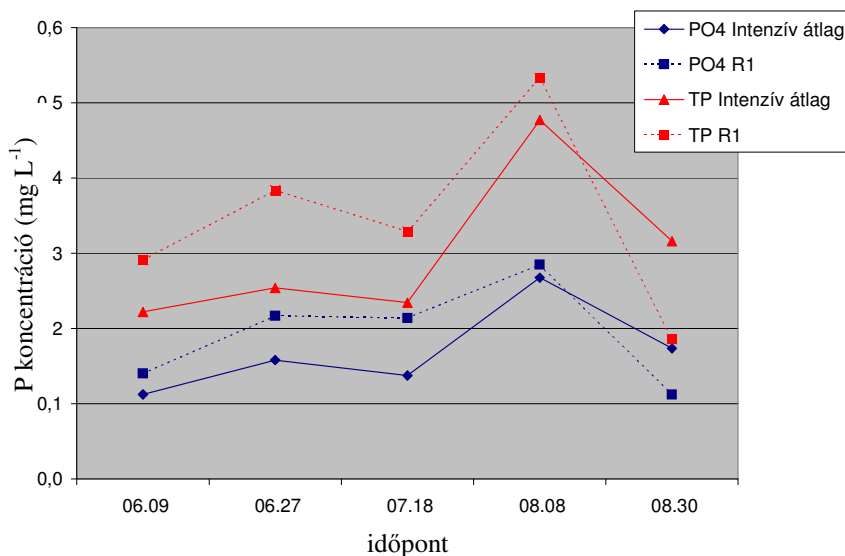
**22. ábra.** Az ásványi nitrogén formák alakulása a vízforgatás alatt 2000-ben

Az intenzív tavakból érkező vízben, 1999-ben a nitrát-nitrogén ( $\text{NH}_4\text{-N}:\text{NO}_2\text{-N}:\text{NO}_3\text{-N} = 29:13:58$ ), 2000-ben az ammónia-nitrogén ( $\text{NH}_4\text{-N}:\text{NO}_2\text{-N}:\text{NO}_3\text{-N} = 48:19:33$ ) volt a meghatározó forma. Ugyanakkor az extenzív tóban mindkét évben a nitrát-nitrogén dominált ( $\text{NH}_4\text{-N}:\text{NO}_2\text{-N}:\text{NO}_3\text{-N} = 21:13:66$ , illetve  $19:18:63$ ).

Az extenzív tó vizének ásványi- (TIN) szerves (TON) és összes nitrogén (TN) koncentrációi szignifikánsan alacsonyabbak ( $P < 0,05$ ) voltak, mint az intenzív tavakból elfolyó víz hasonló paraméterei (23. ábra). Az előző évhez hasonlóan a tavak összes nitrogén (TN) tartalmában a szerves nitrogén (TON) tartalom volt a meghatározó.



**23. ábra.** Az összes szervesetlen nitrogén (TIN), az összes szerves nitrogén (TON) és az összes nitrogén (TN) alakulása a vízforgatás alatt 2000-ben

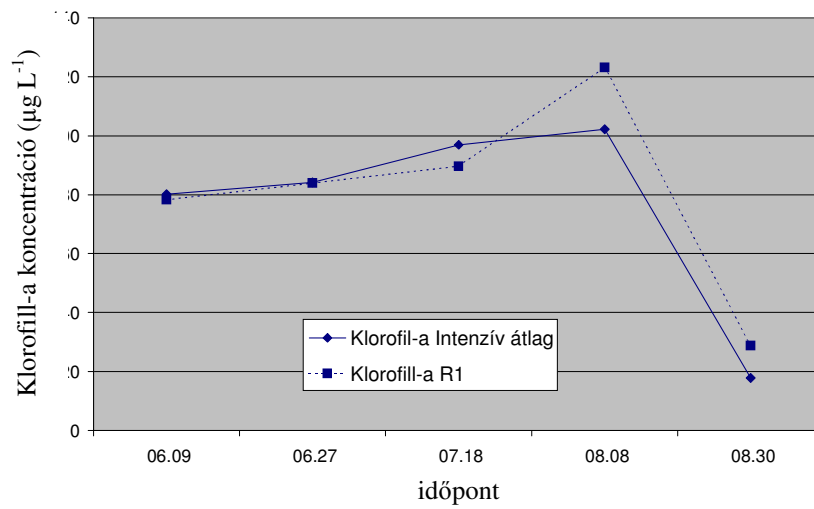


**24. ábra.** Az ortofoszfát ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) és az összes foszfor (TP) alakulása a vízforgatás alatt 2000-ben

Az extenzív és az intenzív rész ortofoszfát- ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) és összes foszfor (TP) tartalmában nem volt statisztikailag igazolható különbség ( $P > 0,1$ ; 24. ábra). Ugyancsak nem volt szignifikáns különbség ( $P > 0,05$ ) a vízforgatással az extenzív tóba került és az onnan távozó víz ortofoszfát- és összes foszfor koncentrációiban 1999 és 2000 években mért értékek között.

### *A konstruktivitás változása*

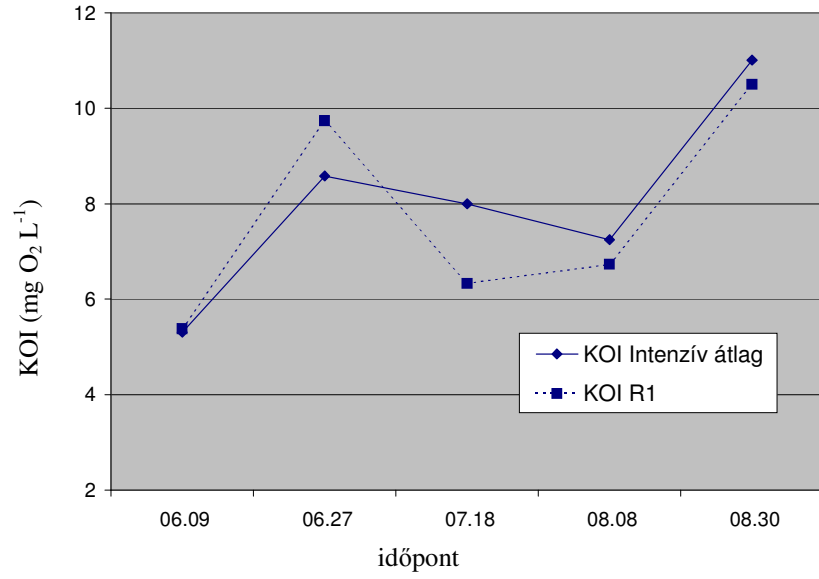
A klorofill-a tartalomban az intenzív tavak átlaga és az extenzív tó között, az előző évtől eltérően, nem volt szignifikáns különbség ( $P>0,1$ ; 25. ábra). A klorofill-a tartalom 1999-ben és 2000-ben hasonlóan alakult, mind az extenzív ( $78,63\pm 48,28$  és  $80,77\pm 33,92 \mu\text{g L}^{-1}$ ), mind az intenzív ( $64,22\pm 42,48$  és  $76,28\pm 33,91 \mu\text{g L}^{-1}$ ) tavaknál, közöttük szignifikáns eltérés nem volt ( $P>0,1$ ).



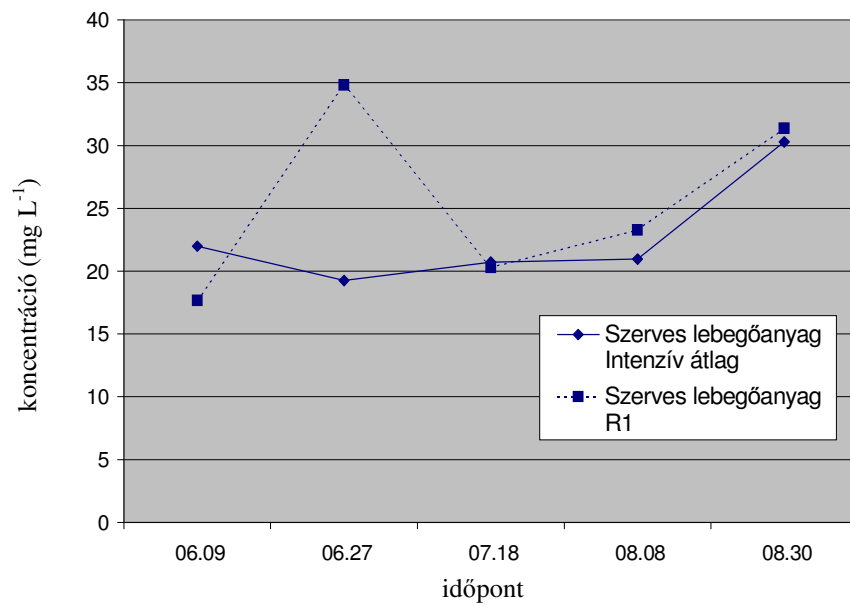
**25. ábra.** A klorofill-a tartalom alakulása a vízforgatás alatt 2000-ben

### *A szaprobitás változása*

A  $\text{KOI}_{\text{sMn}}$  és a szerves lebegőanyag tartalomban az extenzív tó és az intenzív tavak között szignifikáns különbség ( $P>0,1$ ) az előző évhez hasonlóan nem volt (26. ábra és 27. ábra). Az extenzív tó  $\text{KOI}_{\text{sMn}}$  ( $7,55\pm 0,31$  és  $7,74\pm 2,25 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) és szerves lebegőanyag ( $17,35\pm 7,92$  és  $25,49\pm 7,33 \text{ mg L}^{-1}$ ) tartalmában 1999 és 2000 között statisztikai különbség nem volt ( $P>0,1$ ). Az intenzív tavakból a vízforgatás során érkező víz  $\text{KOI}_{\text{sMn}}$  ( $7,42\pm 1,35$  és  $8,03\pm 2,07 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) és szerves lebegőanyag ( $18,48\pm 5,88$  és  $22,65\pm 4,38 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) tartalmában ugyancsak nem találtunk szignifikáns eltérést ( $P>0,1$ ) 1999 és 2000 között.



**26. ábra.** A kémiai oxigénigény ( $KOI_{sMn}$ ) alakulása a vízforgatás alatt 2000-ben



**27. ábra.** A szerves lebegőanyag koncentráció alakulása a vízforgatás alatt 2000-ben

#### 4.2.2.3. A rendszer működésének harmadik éve (2001)

2001-ben 11 %-kal több szerves szén, 35 %-kal több nitrogén és 57 %-kal több foszfor került a teljes tórendszerbe az 1999-ben kapott eredményekhez viszonyítva. A 2000. évi terheléseknél 15 %-kal kevesebb szerves szén, 2 %-kal több nitrogén és 3 %-kal több foszfor jutott a rendszerbe. A rendszer üzemelésének harmadik évében végzett vízkémiai vizsgálatok eredményei a 30. táblázatban láthatóak.

**30. táblázat.** A rendszer tavainak főbb vízminőségi paraméterei 2001-ben

	<b>I1</b>	<b>I2</b>	<b>I3</b>	<b>I4</b>	<b>I5</b>	<b>R1</b>
<b>Fajl. vezetőkép.</b> ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	507 $\pm$ 30,4 <sup>a</sup>	469 $\pm$ 6,8 <sup>b</sup>	454 $\pm$ 13,1 <sup>b</sup>	449 $\pm$ 9,5 <sup>b</sup>	493 $\pm$ 20,5 <sup>ab</sup>	464 $\pm$ 20,7 <sup>ab</sup>
<b>pH</b>	7,52 $\pm$ 0,41 <sup>a</sup>	7,50 $\pm$ 0,34 <sup>a</sup>	7,76 $\pm$ 0,51 <sup>a</sup>	7,73 $\pm$ 0,52 <sup>a</sup>	7,41 $\pm$ 0,35 <sup>a</sup>	7,69 $\pm$ 0,52 <sup>a</sup>
<b>KOI<sub>sMn</sub></b> (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,56 $\pm$ 1,17 <sup>a</sup>	8,80 $\pm$ 4,67 <sup>ab</sup>	6,84 $\pm$ 0,992 <sup>ab</sup>	6,20 $\pm$ 1,07 <sup>b</sup>	8,69 $\pm$ 1,65 <sup>a</sup>	5,84 $\pm$ 1,57 <sup>b</sup>
<b>Klorofill-a</b> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	144 $\pm$ 94,3 <sup>ab</sup>	185 $\pm$ 214 <sup>ab</sup>	45,9 $\pm$ 21,4 <sup>a</sup>	15,9 $\pm$ 14,9 <sup>a</sup>	145 $\pm$ 83,4 <sup>ab</sup>	105 $\pm$ 35,6 <sup>b</sup>
<b>NO<sub>3</sub>-N</b> (mg L <sup>-1</sup> )	0,224 $\pm$ 0,148 <sup>ab</sup>	0,271 $\pm$ 0,146 <sup>a</sup>	0,071 $\pm$ 0,080 <sup>b</sup>	0,078 $\pm$ 0,107 <sup>b</sup>	0,193 $\pm$ 0,125 <sup>ab</sup>	0,123 $\pm$ 0,082 <sup>ab</sup>
<b>NO<sub>2</sub>-N</b> (mg L <sup>-1</sup> )	0,407 $\pm$ 0,673 <sup>ab</sup>	0,134 $\pm$ 0,089 <sup>a</sup>	0,015 $\pm$ 0,010 <sup>b</sup>	0,015 $\pm$ 0,020 <sup>b</sup>	0,041 $\pm$ 0,034 <sup>ab</sup>	0,030 $\pm$ 0,014 <sup>b</sup>
<b>NH<sub>4</sub>-N</b> (mg L <sup>-1</sup> )	1,23 $\pm$ 0,415 <sup>a</sup>	0,564 $\pm$ 0,147 <sup>b</sup>	0,055 $\pm$ 0,028 <sup>c</sup>	0,095 $\pm$ 0,069 <sup>c</sup>	0,966 $\pm$ 0,321 <sup>b</sup>	0,141 $\pm$ 0,160 <sup>c</sup>
<b>Ásv. N</b> (mgL <sup>-1</sup> )	1,86 $\pm$ 1,13 <sup>a</sup>	0,969 $\pm$ 0,260 <sup>a</sup>	0,141 $\pm$ 0,077 <sup>b</sup>	0,188 $\pm$ 0,176 <sup>b</sup>	1,20 $\pm$ 0,204 <sup>a</sup>	0,294 $\pm$ 0,218 <sup>b</sup>
<b>Szerv. N</b> (mg L <sup>-1</sup> )	7,04 $\pm$ 1,99 <sup>a</sup>	4,81 $\pm$ 1,51 <sup>b</sup>	1,38 $\pm$ 0,39 <sup>c</sup>	1,82 $\pm$ 0,78 <sup>c</sup>	5,32 $\pm$ 0,70 <sup>a</sup>	2,53 $\pm$ 1,88 <sup>cd</sup>
<b>Összes N</b> (mg L <sup>-1</sup> )	8,90 $\pm$ 3,10 <sup>a</sup>	5,77 $\pm$ 1,74 <sup>b</sup>	1,52 $\pm$ 0,43 <sup>c</sup>	2,01 $\pm$ 0,91 <sup>c</sup>	6,52 $\pm$ 0,65 <sup>ab</sup>	2,82 $\pm$ 2,07 <sup>c</sup>
<b>PO<sub>4</sub>-P</b> (mg L <sup>-1</sup> )	0,288 $\pm$ 0,269 <sup>ab</sup>	0,208 $\pm$ 0,147 <sup>ab</sup>	0,070 $\pm$ 0,054 <sup>a</sup>	0,064 $\pm$ 0,046 <sup>a</sup>	0,280 $\pm$ 0,069 <sup>b</sup>	0,074 $\pm$ 0,037 <sup>a</sup>
<b>Összes P</b> (mg L <sup>-1</sup> )	0,593 $\pm$ 0,279 <sup>a</sup>	0,696 $\pm$ 0,103 <sup>a</sup>	0,416 $\pm$ 0,215 <sup>ab</sup>	0,392 $\pm$ 0,192 <sup>b</sup>	0,630 $\pm$ 0,119 <sup>a</sup>	0,430 $\pm$ 0,218 <sup>ab</sup>
<b>Szerves lebegőa.</b> (mg L <sup>-1</sup> )	280 $\pm$ 385 <sup>ab</sup>	103 $\pm$ 92,1 <sup>ab</sup>	44,2 $\pm$ 31,0 <sup>a</sup>	10,0 $\pm$ 5,53 <sup>b</sup>	73,8 $\pm$ 51,5 <sup>ac</sup>	59,5 $\pm$ 69,5 <sup>ab</sup>

#### *Halobitás*

A tavak pH értéke és fajlagos vezetőképessége között az előző évi vizsgálatokhoz hasonlóan szignifikáns eltérés nem volt ( $P>0,1$ ). A vezetőképesség és a pH a vizsgálatok három éve alatt nem különbözött szignifikánsan ( $P>0,1$ ).

#### *Trofitás*

Az algaprodukciónak számára hozzáférhető ásványi nitrogén és ortofoszfát foszfor mennyisége az előző két évben mérttől szignifikánsan nem különbözött ( $P>0,1$ ). Ugyanakkor a víztér tápanyag-ellátottságát az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al., 1992) 9 fokozatú trofitás tipológia alapján értékelve a hozzáférhető nitrogén

mennyisége 3-as, a foszfor mennyisége 5-ös kategóriába esett, amely kissé eltért az előző évek minősítésétől (1999: 2, 6; 2000: 3, 6). Az intenzív tavak tápanyag ellátottságában jelentős különbségek mutatkoztak. Az I1, I2, és I5 tavakba került tápanyag mennyiség szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) meghaladta az I3 és I4 tavakét. A magasabb tápanyagtartalmú tavak esetében az ásványi nitrogén:ortofoszfát foszfor arány is kedvezőbb volt, megközelítette az optimális 7,2:1 arányt. Az ásványi nitrogén és az ortofoszfát foszfor koncentrációk az extenzív és az intenzív rész között szignifikánsan különböztek ( $P < 0,05$ ). A teljes rendszer ásványi nitrogén:ortofoszfát foszfor aránya 2,0 volt (31. táblázat). Ez az arány az előző évi értékeknél kissé magasabb, azonban a rendszer egészére még mindig erőteljes nitrogén limitáltság volt a jellemző.

**31. táblázat.** A tavak vizében található összes szerves szén (TOC), összes ásványi nitrogén (TIN) és ortofoszfát-foszfor ( $PO_4\text{-P}$ ) tömegaránya 2001-ben

Tavak	TOC	TIN	$PO_4\text{-P}$
R1	402	1,9	1
I1	486	6,5	1
I2	248	4,6	1
I3	316	2,0	1
I4	78	2,9	1
I5	132	4,3	1
Teljes rendszer	374	2,0	1

#### *Konstruktivitás*

Az extenzív tó és az intenzív tavak klorofill-a tartalmának átlaga ( $83,06 \pm 52,02$ , illetve  $91,02 \pm 69,66 \mu\text{g L}^{-1}$ ) szignifikánsan nem különbözött egymástól ( $P > 0,1$ ). Ugyanakkor az intenzív tavak között lényeges eltérések mutatkoztak, az I1, I2 és I5 tó klorofill-a tartalma szignifikánsan meghaladta ( $P < 0,05$ ) az I3 és I4 tó átlagát. A teljes rendszer átlagában mért  $83,61 \pm 52,82 \mu\text{g L}^{-1}$  klorofill-a tartalom sem különbözött szignifikánsan ( $P > 0,1$ ) az 1999 és 2000-ben mérttől ( $74,35 \pm 39,63$  és  $78,52 \pm 32,06 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

### *Szaprobitás*

A kémiai oxigénigény ( $KOI_{sMn}$ :  $6,22 \pm 1,39$  és  $7,99 \pm 1,76$  mg  $O_2$   $L^{-1}$ ) és a szerves lebegőanyag ( $94,28 \pm 70,51$  és  $102,5 \pm 112,2$  mg  $L^{-1}$ ) tekintetében az extenzív és az intenzív rész között szignifikáns eltérés nem volt ( $P > 0,1$ ). A teljes rendszer  $KOI_{sMn}$  átlagai között a vizsgálat három éve alatt nem volt statisztikailag igazolható eltérés ( $P > 0,1$ ). A rendszer  $KOI_{sMn}$  értékkel jellemzett szaprobitás tipológiája az előző évekhez hasonlóan alfa-béta mezoszaprob volt (FELFÖLDY, 1987). Az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al., 1992) alapján:  $KOI_{sMn}$  4-es, szerves nitrogén 5-ös, formált nitrogén 4-es kategóriába esett, ami a  $KOI_{sMn}$  és a formált nitrogén esetében ugyancsak megegyezett az előző évek besorolásával, azonban a szerves nitrogén 5-ös értéke meghaladta az előző évekre jellemző 3-as értéket.

#### 4.2.2.3.1. Feltöltő- és elfolyó víz minősége

A lecsapoláskor távozó víz ásványi nitrogén tartalma 50 %-kal, az összes nitrogén tartalma 18 %-kal alacsonyabb volt a feltöltéssel és a vízpótlással a tórendszerbe került átlagos koncentrációnál (32. táblázat). Az elfolyóvíz ortofoszfát-foszfor koncentrációja 10 %-kal meghaladta a feltöltő víz átlagát. Ugyanakkor az elfolyóvíz összes foszfor tartalma jelentősen, 56 %-kal alacsonyabb volt a feltöltő víznél. Az elfolyóvíz  $KOI_{sMn}$  tartalma 22 %-kal, a szerves lebegőanyag tartalma azonban 430 %-kal volt magasabb a feltöltéssel érkező víznél. Az elfolyóvíz minőségét az előző évekkel összehasonlítva, az ásványi nitrogén tartalomban lényeges különbség nem mutatkozott (0,629; 0,497; 0,605 mg  $L^{-1}$ ), ellenben az összes nitrogén esetében jelentős változékonyság volt megfigyelhető (1,429; 0,908; 2,225 mg  $L^{-1}$ ). A lecsapoláskor távozó vízben az ortofoszfát és az összes foszfor 1999 és 2000-ben hasonlóan alakult (0,157; 0,193, illetve 0,291; 0,306 mg  $L^{-1}$ ), azonban 2001-ben lényegesen alatta maradt az előző évi koncentrációknak (0,066, illetve 0,143 mg  $L^{-1}$ ). A  $KOI_{sMn}$  alakulása a foszforhoz hasonló képet mutatott; 1999 és 2000-ben hasonló (9,94 és 10,18 mg  $O_2$   $L^{-1}$ ), 2001-ben az előző évi értékeknél alacsonyabb (5,08 mg  $O_2$   $L^{-1}$ ) volt. Az elfolyóvíz szerves lebegőanyag tartalma a vizsgálat három éve alatt a kémiai oxigénigénytől eltérően változott (38,83, 24,29 és 59,71 mg  $L^{-1}$ ).

**32. táblázat.** A rendszert feltöltő és a tavakból lecsapolással távozó víz főbb vízminőségi paramétereit 2001-ben

	feltöltés**	vízpótlás	átlag*	Le cs a polás						
				I1	I2	I3	I4	I5	R1	átlag*
<b>Ideje</b>	04.11.	07.16.		09.10.	09.10.	10.03.	10.03.	09.10.	10.27.	
<b>Mennyisége (m<sup>3</sup>)</b>	215000	120000		2000	3700	3500	3900	1900	200000	
<b>Fajl. vezetőkép. (mS m<sup>-1</sup>)</b>	45,5	29,1	<b>39,6</b>	48,4	47,4	45,1	47,0	48,3	49,3	<b>49,1</b>
<b>pH</b>	7,60	7,02	<b>7,39</b>	7,84	7,42	8,28	8,13	7,56	7,84	<b>7,84</b>
<b>KOI<sub>sMn</sub> (mgO<sub>2</sub>L<sup>-1</sup>)</b>	3,80	4,82	<b>4,17</b>	9,52	15,7	6,87	6,31	10,54	4,73	<b>5,08</b>
<b>NO<sub>3</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,38	0,627	<b>1,11</b>	0,384	0,415	0,026	0,000	0,355	0,186	<b>0,187</b>
<b>NO<sub>2</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,053	0,026	<b>0,043</b>	0,136	0,110	0,022	0,014	0,086	0,036	<b>0,038</b>
<b>NH<sub>4</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,054	0,039	<b>0,049</b>	1,04	0,638	0,040	0,008	0,631	0,379	<b>0,380</b>
<b>Ásv. N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,49	0,692	<b>1,21</b>	1,56	1,16	0,089	0,021	1,07	0,601	<b>0,605</b>
<b>Szerv. N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,53	1,30	<b>1,45</b>	6,91	5,86	0,805	0,732	5,36	1,48	<b>1,62</b>
<b>Összes N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	3,02	2,15	<b>2,71</b>	8,47	7,03	0,89	0,75	6,43	2,09	<b>2,23</b>
<b>PO<sub>4</sub>-P (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,032	0,109	<b>0,060</b>	0,124	0,422	0,002	0,000	0,252	0,059	<b>0,066</b>
<b>Összes P (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,169	0,595	<b>0,322</b>	0,265	0,798	0,103	0,116	0,463	0,128	<b>0,143</b>
<b>Szerves lebegőa. (mg L<sup>-1</sup>)</b>	6,39	27,0	<b>13,8</b>	137	99,6	37,3	7,02	74,6	59,5	<b>59,7</b>

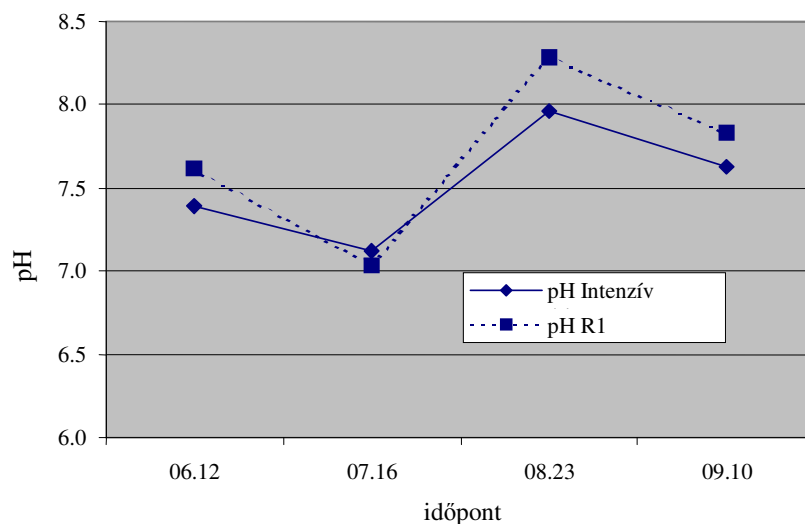
\* A vízmennyiséggel súlyozott átlag

\*\* Az R1-es tó 2000-2001 telén nem került lecsapolásra, a feltüntetett értékek az április 11-i vízvizsgálat eredményei

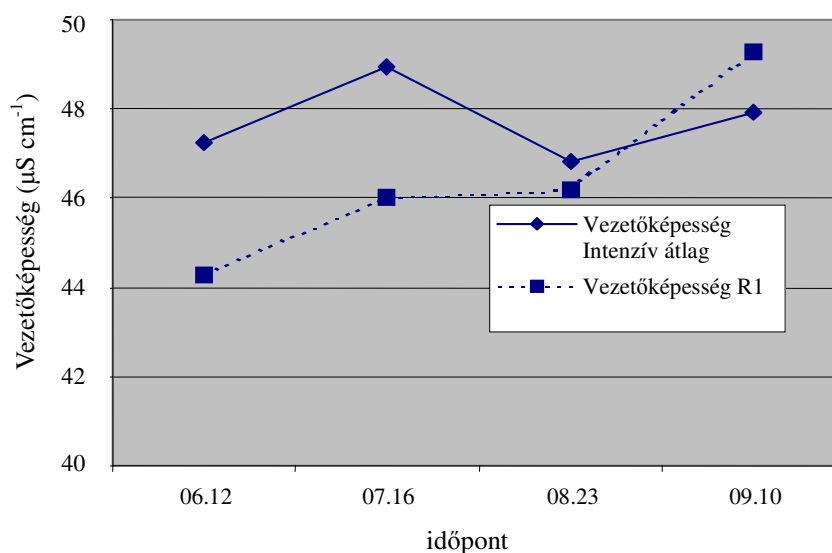
#### 4.2.2.3.2. Az intenzív és extenzív tavak közötti vízcseré

##### *Halobitás változása*

A pH és a fajlagos vezetőképesség alakulásában (28. és 29. ábra) 2001-ben az extenzív (7,69±0,52 és 464±20,7 μS cm<sup>-1</sup>) és az intenzív részek (7,53±0,35 és 477±9,2 μS cm<sup>-1</sup>) között szignifikáns eltérés az előző évhez hasonlóan nem volt (P>0,1). Az előző években az extenzív és intenzív részben mért pH és fajlagos vezetőképesség között statisztikai különbség nem volt (P>0,1).



**28. ábra.** A pH alakulása a vízforgatás alatt 2001-ben

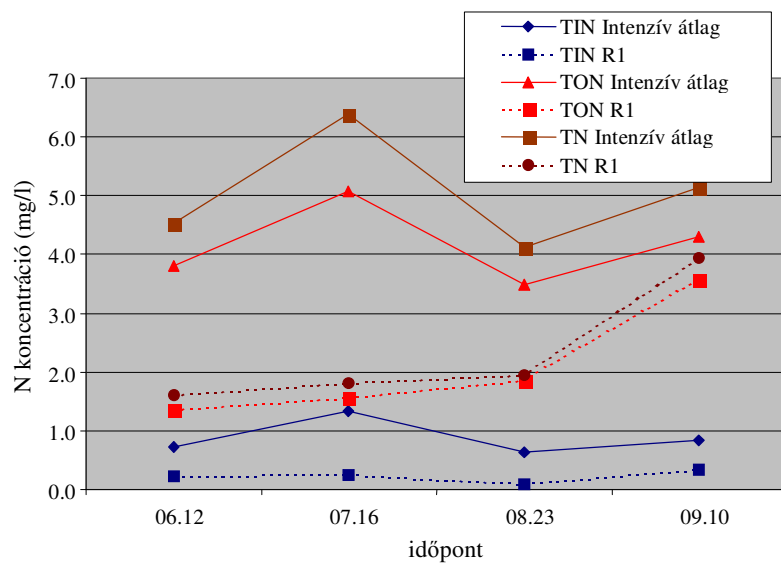


**29. ábra.** A fajlagos vezetőképesség alakulása a vízforgatás alatt 2001-ben

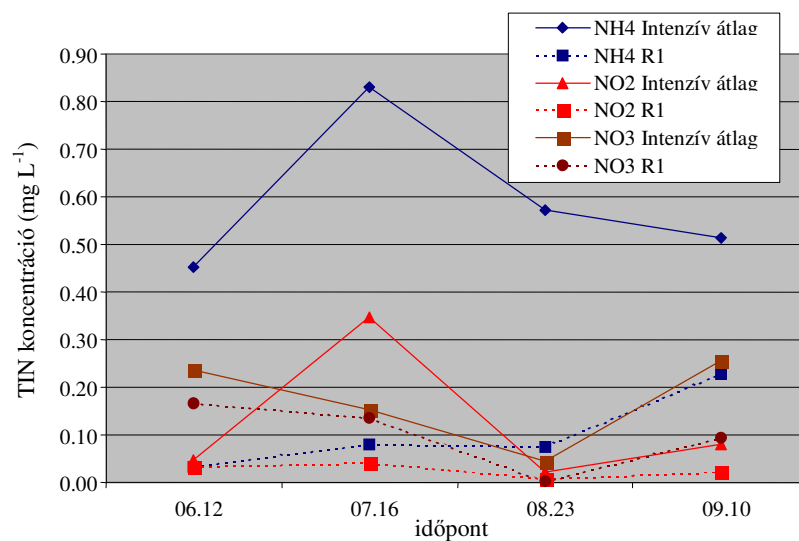
#### *A trofítás változása*

A vízforgatás alatt az intenzív rész ammónium-nitrogén ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) tartalma szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) meghaladta az extenzív tóban mért értékeket (30. ábra). Ugyanakkor az extenzív és az intenzív rész nitrit- ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) és nitrát-nitrogén ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) tartalma között statisztikailag értékelhető különbség nem volt ( $P > 0,1$ ). Az extenzív tó vizének ásványi (TIN) és összes nitrogén (TN) koncentrációi szignifikánsan alacsonyabbak ( $P < 0,05$ ) voltak, mint az intenzív tavakból elfolyó víz hasonló

paraméterei (31. ábra). Az intenzív tavakból érkező víz szerves nitrogén (TON) tartalma szintén magasabb volt az extenzív tóban mért TON koncentrációknál, azonban a különbség nem volt olyan kifejezett ( $P < 0,1$ ), mint a TIN tartalom esetében. Az intenzív tavakból érkező vízben 2000-hez hasonlóan, az ammónium-nitrogén volt meghatározó ( $\text{NH}_4\text{-N}:\text{NO}_2\text{-N}:\text{NO}_3\text{-N}=67:14:19$ ). Ugyanakkor az extenzív tóban az ammónium- és nitrát-nitrogén tartalom egyaránt meghatározó volt ( $\text{NH}_4\text{-N}:\text{NO}_2\text{-N}:\text{NO}_3\text{-N}=45:11:43$ ), kissé eltérően az előző évektől, ahol a nitrát-nitrogén tartalom dominált.



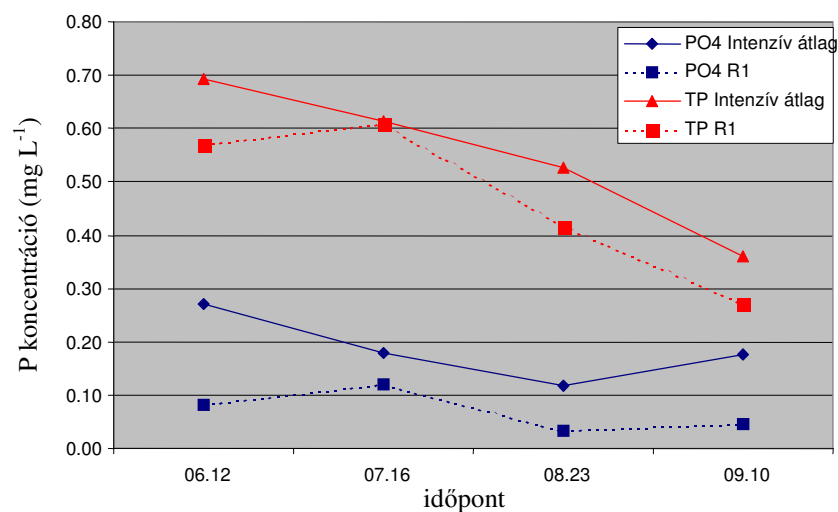
**30. ábra.** Az összes szerves nitrogén (TIN), az összes szerves nitrogén (TON) és az összes nitrogén (TN) alakulása a vízforgatás alatt 2001-ben



**31. ábra.** Az ásványi nitrogénformák alakulása a vízforgatás alatt 2001-ben

A vízforgatással az intenzív tavakból az extenzív tóba bejutott ásványi nitrogén tartalom szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) magasabb volt, mind az 1999-ben, mind a 2000-ben mért mennyiségnél, miközben az extenzív tó vizének ásványi nitrogén tartalma a vizsgálat három éve alatt nem különbözött egymástól ( $P < 0,1$ ). Ami arra utal, hogy az extenzív tó képes volt a legmagasabb szerves nitrogén-terhelést is feldolgozni. Ugyanakkor feltételezhető, hogy az extenzív tó képes a kapott terheléseknél nagyobb mennyiségű ásványi nitrogént feldolgozni.

Az intenzív rész ortofoszfát ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) tartalma kissé meghaladta az extenzív tó vizében mért mennyiségeket ( $P < 0,1$ ), azonban a két rész összes foszfor (TP) tartalmában nem volt statisztikailag ( $P > 0,1$ ) igazolható különbség (32. ábra). Ugyancsak nem volt szignifikáns különbség ( $P > 0,1$ ) a vízforgatással az extenzív tóba került és az onnan távozó víz TP koncentrációiban, valamint az intenzív tavak  $\text{PO}_4\text{-P}$  tartalmában a vizsgálatok három éve alatt. Ugyanakkor 2001-ben az extenzív tó vizének  $\text{PO}_4\text{-P}$  tartalma szignifikánsan alacsonyabb volt az 1999 és 2000 mértnél ( $P < 0,05$ ).



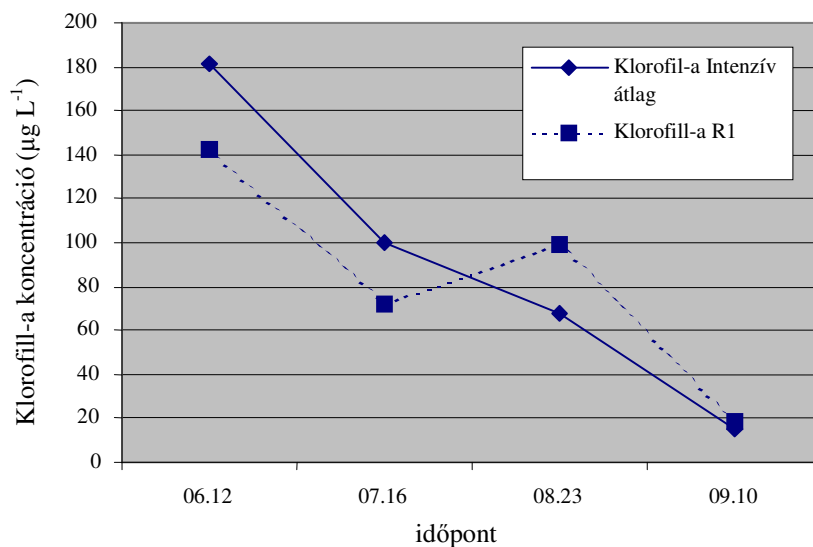
**32. ábra.** Az ortofoszfát ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) és az összes foszfor (TP) alakulása a vízforgatás alatt 2001-ben

#### *Konstruktivitás változása*

Az intenzív és az extenzív rész klorofill-a tartalma között az előző évhez hasonlóan nem volt szignifikáns eltérés ( $P > 0,1$ ). Az extenzív tó átlagos klorofill-a tartalma  $83,06 \pm 52,02 \mu\text{g L}^{-1}$ , az intenzív tavak átlagában  $91,02 \pm 69,66 \mu\text{g L}^{-1}$  volt. Az intenzív tavak klorofill-a tartalma eltérően alakult: a nagy terhelést kapó, afrikai harcával

intenzíven népesített tavak klorofill-a tartalma lényegesen meghaladta (I1:  $189,4 \pm 17,79 \mu\text{g L}^{-1}$ ; I2:  $184,8 \pm 213,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ; I5:  $145,2 \pm 83,37 \mu\text{g L}^{-1}$ ) a kisebb terhelést kapó tavakét.

2001-ben a klorofill-a tartalom változása a vízforgatás alatt az előző években megfigyelttől eltérően alakult. 1999-ben, amikor a rendszer tápanyagterhelése a legalacsonyabb volt, a nyár közepén egy klorofill-a csúcs volt megfigyelhető ( $140-160 \mu\text{g L}^{-1}$ ), a csúcst követően a klorofill-a tartalom visszaállt a nyár elejére jellemző alacsony értékre ( $30-70 \mu\text{g L}^{-1}$ ). 2000 nyarán, magasabb tápanyagterhelésnél, a klorofill-a tartalom egy magas szintre állt be ( $80-120 \mu\text{g L}^{-1}$ ), majd a nyár végén visszaesett ( $20-30 \mu\text{g L}^{-1}$ ). 2001-ben a rendszerben mért klorofill-a koncentráció a nyár elejei magas ( $140-180 \mu\text{g L}^{-1}$ ) szintről fokozatosan  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  értékre csökkent (33. ábra). Ugyanakkor a vizsgált évek között sem az extenzív tó, sem az intenzív tavak átlagát tekintve nem volt szignifikáns különbség ( $P > 0,1$ ).

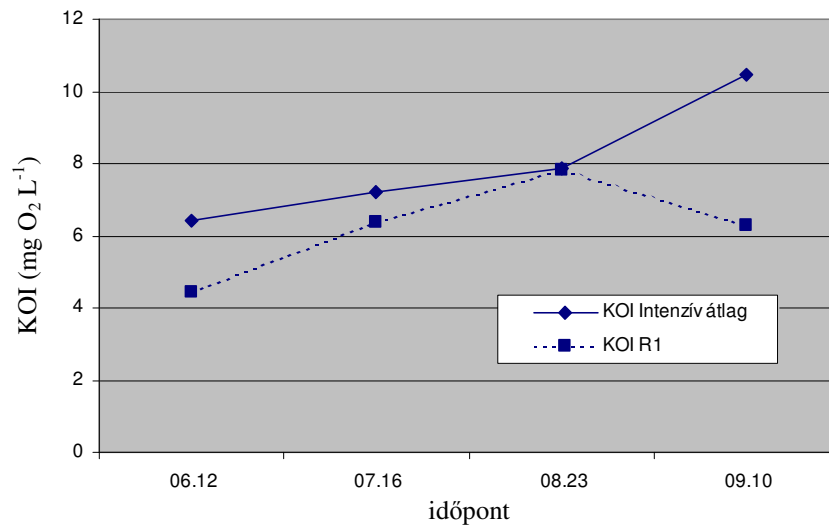


**33. ábra.** A klorofill-a tartalom alakulása a vízforgatás alatt 2001-ben

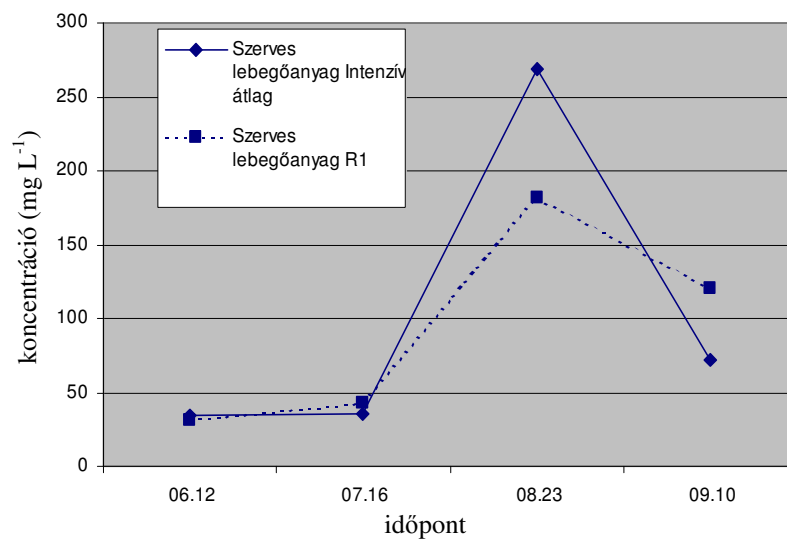
#### *A szaprobitás változása*

A  $KOI_{sMn}$  és a szerves lebegőanyag tartalomban az extenzív tó ( $6,22 \pm 1,39 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) és az intenzív tavak átlaga között ( $7,99 \pm 1,76 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) statisztikailag igazolható különbség ( $P > 0,1$ ) az előző évekhez hasonlóan nem volt (34. ábra és 35. ábra). A megfigyelések három éve alatt, sem az extenzív tó, sem az intenzív tavak  $KOI_{sMn}$

tartalmában nem volt szignifikáns eltérés ( $P>0,1$ ). Ezzel szemben 2001-ben az extenzív tó szerves lebegőanyag tartalma ( $94,28\pm 70,51 \text{ mg L}^{-1}$ ) szignifikánsan magasabb ( $P<0,05$ ) volt az előző években mérttől. Az intenzív tavak átlagát tekintve a vizsgált évek között szignifikáns eltérés nem volt ( $P>0,1$ ).



**34. ábra.** A savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény ( $KOI_{sMn}$ ) alakulása a vízforgatás alatt 2001-ben



**35. ábra.** A szerves lebegőanyag tartalom alakulása a vízforgatás alatt 2001-ben

### 4.2.3. Üledékvizsgálatok eredményei

1999

A száraz üledékre vonatkoztatott szerves szén és nitrogén koncentráció 1999-ben a tenyész-szezon végére a rendszer minden tavában nőtt, a szerves szén tartalom átlagosan 30 %-kal, a nitrogén átlagosan 283 %-kal haladta meg a vízforgatás kezdetén mért értékeket (33. táblázat). Az üledék sűrűsége alapján számított a tavak üledékében található szerves anyag mennyisége az év végére az intenzív tavaknál (I2-I4) 47,1; 76,4 és 47,7 g m<sup>-2</sup>-rel, az extenzív tónál 19,2 g m<sup>-2</sup>-rel nőtt (34. táblázat). Az év folyamán az üledék nitrogéntartalma folyamatosan emelkedett. A nitrogéntartalom ősre az intenzív tavaknál 38,7; 44,4 és 45,5 g m<sup>-2</sup>-rel, az extenzív tónál 35,4 g m<sup>-2</sup>-rel nőtt. A foszfor koncentrációk alakulásánál az előzőekhez hasonló dinamika nem volt megfigyelhető. Az extenzív tó üledékének foszfortartalma 4,8 g m<sup>-2</sup>-rel nőtt, ugyanakkor az intenzív tavak esetében 7,8; 4,1 és 4,8 g m<sup>-2</sup>-rel csökkent a vízforgatás alatt. A tavak között az üledék tápanyagtartalmában sem a vízforgatás kezdetén (szerves anyag: 187±4,3 g m<sup>-2</sup>, cv%: 2,3 %; nitrogén: 22,6±1,7 g m<sup>-2</sup>, cv%: 7,6 %; foszfor: 28,2±0,8, cv%: 2,9 %), sem ősrel nem volt lényeges különbség (szerves anyag: 235±21 g m<sup>-2</sup>, cv%: 9,0 %; nitrogén: 63,6±4,6 g m<sup>-2</sup>, cv%: 7,1 %; foszfor: 25,2±5,1, cv%: 20,2 %).

2000

Az üledékben az intenzív és extenzív rész között a tápanyagtartalom-változás üteme 2000-ben az előző évtől eltérően alakult. Az intenzív tavaknál az év végén mért tápanyagkoncentrációk, átlagosan a szerves szén esetében 51 %-kal, a nitrogénnél 65 %-kal, foszfor esetében 50 %-kal haladták meg a nyár elején mért értékeket (33. táblázat). Ugyanakkor az extenzív tóban csak kisebb mértékű tápanyag koncentráció emelkedés volt megfigyelhető a szerves anyag és foszfor esetében (19 és 14 %), miközben a nitrogéntartalom nem változott (-2%). A tavak üledékében található szerves anyag mennyisége az év végére az intenzív tavaknál 67,30±11,12 g m<sup>-2</sup>-rel, az extenzív tónál 23,91 g m<sup>-2</sup>-rel nőtt (34. táblázat). Az üledék nitrogén- és foszfortartalma 40,86±11,38 és 16,35±10,06 g m<sup>-2</sup>-rel nőtt az intenzív tavak esetében, ugyanakkor az extenzív tónál mindössze 3,85 és 5,74 g m<sup>-2</sup>-rel emelkedett a vízforgatás során. A tavak között az üledék tápanyagtartalmában a vízforgatás kezdetén (szerves anyag: 152±7,0 g m<sup>-2</sup>, cv%: 4,6 %; nitrogén: 50,9±6,1 g m<sup>-2</sup>, cv%: 12,2 %; foszfor: 25,9±1,7 g m<sup>-2</sup>, cv%: 6,5 %) nem volt lényeges eltérés, azonban ősre a nitrogén és

foszfor esetében megnőtt a tavak közötti szórás (szerves anyag:  $212 \pm 21 \text{ g m}^{-2}$ , cv%: 9,9 %; nitrogén  $85,6 \pm 20,7 \text{ g m}^{-2}$ , cv%: 24,2 %; foszfor:  $40,5 \pm 10,9 \text{ g m}^{-2}$ , cv%: 26,8 %).

### 2001

Az intenzív tavak átlagát tekintve 2001-ben ősszel az üledékben mért tápanyag koncentráció szerves szénél 41 %-kal, foszfornál 23 %-kal alacsonyabb, nitrogén esetében 27 %-kal magasabb volt, mint a vízforgatás elején (33. táblázat). Az extenzív tó esetében az üledék szervesanyag és nitrogéntartalma 50, 21 %-kal alacsonyabb, a foszfortartalma 36 %-kal magasabb volt ősszel, mint a nyár elején. Az extenzív tó üledékében mért szerves anyag  $121,6 \text{ g m}^{-2}$ -rel, a nitrogén  $8,79 \text{ g m}^{-2}$ -rel csökkent, a foszfor  $14,32 \text{ g m}^{-2}$ -rel nőtt. Az intenzív tavak üledékében található szerves anyag  $101,8 \pm 31,7 \text{ g m}^{-2}$ -rel, a foszfor és  $9,90 \pm 13,04 \text{ g m}^{-2}$ -rel csökkent. Az üledék nitrogén tartalma  $8,44 \pm 9,56 \text{ g m}^{-2}$ -rel nőtt (34. táblázat). A tavak között az üledékben található szervesanyag-koncentrációk tekintetében nem volt jelentős eltérés sem nyár elején, sem a vízforgatás végén ( $238 \pm 25,2$  és  $138 \pm 12,3 \text{ g m}^{-2}$ ; cv%=10,6 és 9,2 %). Ugyanakkor az üledék nitrogéntartalmában kisebb, a foszfortartalmában nagyobb változékonyság mutatkozott, mind a vízforgatás elején (nitrogén:  $37,4 \pm 6,3 \text{ g N m}^{-2}$ , cv%=16,9 %; foszfor:  $47,5 \pm 16,9 \text{ g P m}^{-2}$ , cv%=35,6 %), mind a végén (nitrogén:  $42,9 \pm 5,7 \text{ g N m}^{-2}$ , cv%=13,3 %; foszfor:  $38,7 \pm 16,8 \text{ g P m}^{-2}$ , cv%=43,4 %).

Az üledékben a teljes tórendszert tekintve a három éves működés alatt évente szerves anyag esetében  $3,18 \text{ mg C száraz üledék}^{-1}$  fogyást, nitrogén és foszfor esetében  $111 \text{ } \mu\text{g N g száraz üledék}^{-1}$  és  $92,3 \text{ } \mu\text{g P g száraz üledék}^{-1}$  felhalmozódást mértünk. OLÁH et al. (1994b)  $174 \text{ } \mu\text{g N g száraz üledék}^{-1}$  nitrogén felhalmozódásról tesz említést magyarországi pontyos halastavak esetében. Megállapítható, hogy a kombinált rendszer üzemeltetése alatt a tavak üledékében az átlagos nitrogén felhalmozódás nem haladta meg a hagyományos halastavakét.

**33. táblázat.** Szerves szén (TOC), nitrogén (N) és foszfor (P) koncentrációk (mg g száraz üledék<sup>-1</sup>) az intenzív és az extenzív tavak üledékének felső 7,5 cm-es rétegében

	R1			I1			I2			I3			I4			I5		
	TOC	N	P	TOC	N	P	TOC	N	P	TOC	N	P	TOC	N	P	TOC	N	P
<b>1999</b>																		
06.11.	27,0	0,66	0,80				27,4	0,75	0,84	25,5	0,59	0,79	26,0	0,68	0,78			
07.30.	20,8	1,06	0,68				25,7	1,72	0,77	25,0	1,45	0,84	23,0	1,63	0,84			
10.01.	28,8	1,82	0,79				34,7	1,87	0,61	38,3	1,96	1,02	34,4	2,08	0,67			
<b>2000</b>																		
06.08.	22,2	0,69	0,75	21,6	1,98	0,87	23,2	1,70	0,84	23,6	1,80	0,90	20,9	1,63	0,90	21,0	1,66	0,93
09.29.	25,4	1,32	0,84	30,4	2,82	1,87	34,2	2,75	1,29	34,1	3,01	1,32	35,5	3,39	1,39	32,0	2,48	1,08
<b>2001</b>																		
06.18.	34,8	1,25	0,76	35,5	1,15	2,27	39,2	0,91	1,29	37,8	1,04	1,33	33,4	1,37	1,32	29,4	0,91	1,43
07.26.	17,6	0,64	1,23	21,8	1,02	3,33	22,4	0,78	1,71	22,8	1,18	1,58	23,5	0,83	1,42	21,8	1,23	2,16
09.24.	17,3	0,99	1,08	20,4	1,22	2,08	18,3	1,41	1,05	21,9	1,35	0,72	21,0	1,29	0,68	21,7	1,54	1,36

**34. táblázat.** Az intenzív és az extenzív tavak üledékének felső 7,5 cm-es rétegében található szerves anyag (TOM), nitrogén (N) és foszfor (P) mennyiségek (g m<sup>-2</sup>)

	R1			I1			I2			I3			I4			I5		
	TOM	N	P	TOM	N	P	TOM	N	P	TOM	N	P	TOM	N	P	TOM	N	P
<b>1999</b>																		
06.11.	188,6	22,3	27,9				192,7	24,5	29,3	183,6	20,4	28,3	184,0	23,2	27,3			
07.30.	148,3	38,2	24,2				178,2	59,2	27,5	169,5	47,5	28,9	157,7	56,1	29,6			
10.01.	207,8	57,7	32,7				239,8	63,2	21,5	260,0	64,8	24,2	231,7	68,7	22,5			
<b>2000</b>																		
06.08.	151,9	43,4	23,3	151,6	62,0	27,2	156,0	50,8	25,0	162,9	50,8	25,4	144,6	48,5	26,8	144,5	49,8	27,8
09.29.	175,8	47,3	29,0	207,0	93,9	60,2	235,5	92,4	34,7	224,5	96,9	41,5	223,4	105,1	42,7	205,6	78,0	35,0
<b>2001</b>																		
06.18.	235,7	42,0	25,6	240,7	38,1	77,9	269,0	30,8	43,7	258,5	36,3	45,8	227,3	46,6	45,0	197,1	30,5	46,9
07.26.	144,5	19,9	40,7	149,2	34,1	101,6	151,7	25,8	52,9	152,5	39,5	53,8	156,5	27,7	46,4	138,4	37,6	66,0
09.24.	114,1	33,2	39,9	136,2	40,8	68,7	123,0	47,4	35,0	148,5	44,6	24,5	137,4	42,4	21,9	138,3	49,2	42,4

#### **4.2.4. A tavi recirkulációs rendszer tápanyagforgalma**

##### 4.2.4.1. Tápanyagmérlegek

A hároméves vizsgálataink alapján a tavi recirkulációs rendszerben az átlagos évi tápanyag-visszatartás szerves szén esetében  $1935 \pm 339$  C kg ha<sup>-1</sup> (1724-2326), nitrogénél  $116 \pm 17,2$  kg N ha<sup>-1</sup> (96-130), foszfornál  $25,0 \pm 9,3$  kg P ha<sup>-1</sup> (14,3-31,5) volt (35. táblázat). A vizsgált időszak alatt a rendszer visszatartotta az összes bevitt szerves szén  $81,8 \pm 6,0$  %-át, a nitrogén  $61,9 \pm 3,2$  %-át és a foszfor  $72,7 \pm 12,4$  %-át. Összehasonlítva más szerzők által közölt mérsékelt égvövi pontyos halastavakra vonatkozó nitrogén visszatartással –  $93$  kg N ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> (OLÁH et al., 1994b),  $43 \pm 21,48$  kg N ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> (SCHRECKENBACH et al., 1999) és  $78,5$  kg N ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> (KNÖSCHE et al., 2000), valamint foszfor visszatartás  $5,1$  kg P ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> (SCHRECKENBACH et al., 1999),  $5,71$  kg P ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> (KNÖSCHE et al., 2000), – megállapítható, hogy a kombinált rendszer a hagyományos halastavakét meghaladó tápanyag-visszatartásra volt képes.

A teljes tórendszerbe bevitt (népesített haltömeeggel, vízfeltöltéssel és vízpótlással, takarmánnyal, szerves trágyával) és az onnan távozó (lehalászott haltömeeggel és az őszi lehalászáskor elfolyó vízzel) tápanyagtartalomra vonatkozó adatokat a 34. táblázat tartalmazza. A bevitt tápanyagok fő forrása a takarmány volt, ami szerves szén esetében  $80,6 \pm 2,2$  (80-82) %-át, nitrogén esetében  $61,5 \pm 9,6$  (52-72) %-át, foszfor esetében  $61,7 \pm 9,3$  (51-67) %-át tette ki az összes bevitt tápanyagnak. Az elfolyóvízzel távozó tápanyagok közül a szerves szén  $7,9 \pm 4,7$  %-a, a nitrogén  $6,9 \pm 3,0$  %-a, a foszfor  $12,1 \pm 10,9$  %-a volt a rendszerbe bekerült összes tápanyagnak.

A tórendszer és a környezete kölcsönhatásának vizsgálatához összehasonlítottuk a befolyóvízzel érkező és az elfolyóvízzel távozó tápanyagok mennyiségét (35. táblázat), amely alapján megállapítottuk, hogy a rendszerből hektáronként  $20,7 \pm 11,1$  kg-al ( $59,1 \pm 16,9$  %) kevesebb nitrogén és  $1,91 \pm 2,07$  kg-al ( $36,5 \pm 34,7$  %) kevesebb foszfor, ugyanakkor  $127 \pm 111$  kg-al ( $343 \pm 90$  %) több szerves anyag távozott, mint amennyi oda vízfeltöltéssel és vízpótlással bejutott. Ezt támasztja alá a tavakat feltöltő, illetve az őszi lecsapolás során távozó elfolyóvíz tápanyagtartalmának (26., 29. és 32. táblázat) összehasonlítása is. A szerves anyag kivételével az őszi lehalászás során távozó víz összes nitrogén és foszfor koncentrációi nem, vagy csak kis mértékben haladták meg a feltöltő víz hasonló paramétereit.

35. táblázat. A rendszer tápanyagmérlege

	Szerves szén						Nitrogén						Foszfor						
	1999		2000		2001		1999		2000		2001		1999		2000		2001		
	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	
<b>Tápanyag bevitel:</b>																			
Befolyó víz	51,5	24,8	66,0	2,43	49,2	2,1	40,2	26,3	19,3	9,70	42,4	20,6	4,35	17,8	4,26	11,5	5,71	14,9	
Népesítés	18,0	0,87	39,5	1,46	72,5	3,2	4,32	2,82	9,46	4,75	17,4	8,4	0,37	1,50	0,81	2,18	1,48	3,9	
Takarmány	1615	77,9	2224	82,0	1881	81,9	80,2	52,4	143	71,6	125	60,6	12,5	51,0	24,9	67,2	25,8	67,0	
Szervestrágya	389	18,8	382	14,1	295	12,8	28,3	18,5	27,8	13,9	21,4	2,6	7,21	29,4	7,08	19,1	5,48	14,2	
<b>Összes bekerült:</b>	<b>2074</b>	<b>100</b>	<b>2711</b>	<b>100</b>	<b>2298</b>	<b>100</b>	<b>153</b>	<b>100</b>	<b>202</b>	<b>100</b>	<b>206</b>	<b>100</b>	<b>24,5</b>	<b>100</b>	<b>37,4</b>	<b>100</b>	<b>38,5</b>	<b>100</b>	
<b>Távoztott tápanyag:</b>																			
Lehalászott hal	200	62,5	261	67,8	269	46,9	48,0	85,0	62,5	86,4	64,4	75,1	4,08	40,4	5,32	63,7	5,48	78,8	
Elfolyóvíz	120	37,5	124	32,2	305	53,1	8,55	15,0	9,80	13,6	21,4	24,9	6,00	59,6	3,03	36,3	1,47	21,2	
<b>Összes távoztott:</b>	<b>320</b>	<b>100</b>	<b>385</b>	<b>100</b>	<b>574</b>	<b>100</b>	<b>56,5</b>	<b>100</b>	<b>72,3</b>	<b>100</b>	<b>85,8</b>	<b>100</b>	<b>10,1</b>	<b>100</b>	<b>8,35</b>	<b>100</b>	<b>6,95</b>	<b>100</b>	
<b>Tápanyag mérleg:</b>	<b>1754</b>	<b>84,6</b>	<b>2326</b>	<b>85,9</b>	<b>1724</b>	<b>75,0</b>	<b>96,5</b>	<b>63,1</b>	<b>130</b>	<b>64,4</b>	<b>120</b>	<b>58,3</b>	<b>14,3</b>	<b>58,6</b>	<b>29,1</b>	<b>77,7</b>	<b>31,5</b>	<b>81,9</b>	

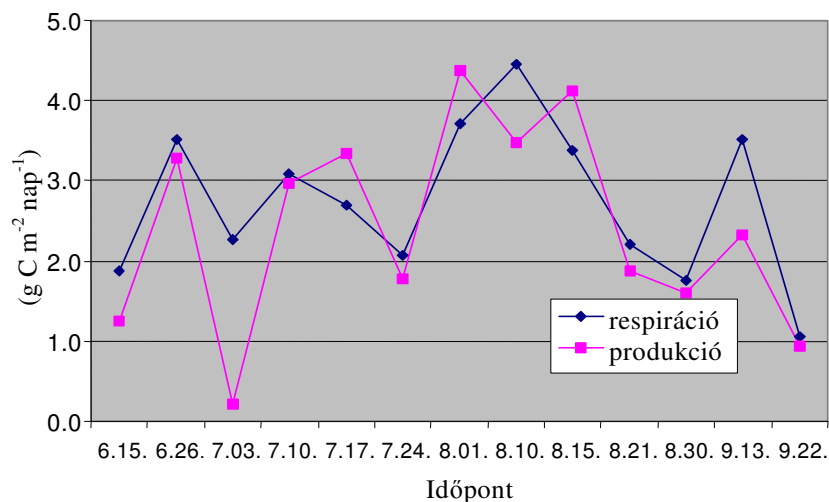
Vizsgáltuk a tápanyagok halhozamban történő akkumulációjának mértékét is. HARGREAVES (1998) szerint a mérsékelt égövi és trópusi halastavak különböző termelési rendszereinek átlagában a nitrogén 25 %-a hasznosul halbiomassza gyarapodás (nettó hozam) formájában. OLÁH et al. (1994b) által egy magyarországi halastórendszeren végzett felmérés eredményeképpen 22,5 % halhozam általi nitrogén visszatartásról tesznek említést. Az előző fejezetben vizsgált 23 halastó esetében a halbiomassza-gyarapodás formájában megkötött szerves szén, nitrogén és foszfor aránya  $6,6\pm 2,1$  %;  $18,4\pm 6,7$  % és  $10,4\pm 4,4$  % volt. Vizsgálataink szerint a kombinált intenzív extenzív rendszer esetében halbiomassza gyarapodás formájában az összes bekerült szerves szén  $8,6\pm 0,3$  (8,3-8,9) %-át, a nitrogén  $27,4\pm 2,3$  (24,9-29,6) %-át és a foszfor  $12,8\pm 2,3$  (10,8-15,4) %-át hasznosította a rendszer. Eredményeink alapján megállapítható, hogy az integrált rendszer nettó hozam általi nitrogén hasznosítási határfoka meghaladta a hagyományos tavi rendszerekét.

#### 4.2.4.2. Elsődleges termelés

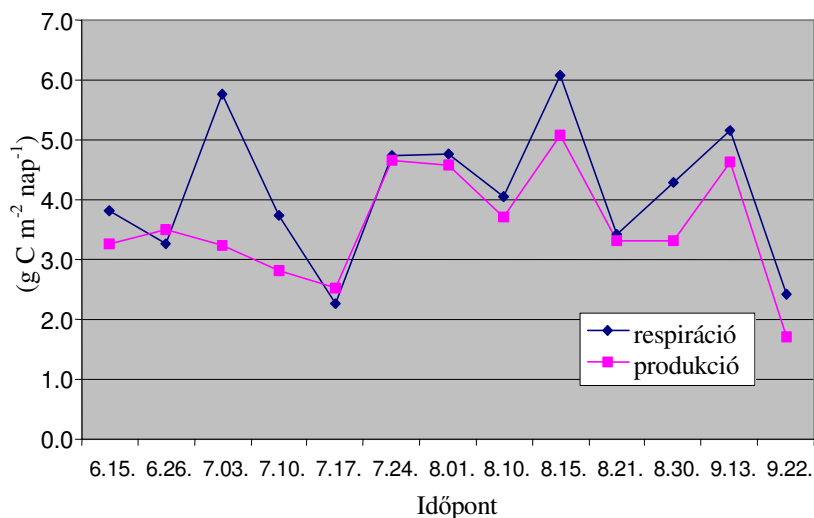
Az elsődleges termelés és a társuláslégzés mértékét 2000-ben vizsgáltuk. Az extenzív halastóban az elsődleges termelés átlagos mértéke az intenzív tavakban  $3,57\pm 0,96$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>, az extenzív tóban  $2,61\pm 1,28$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> volt. Az extenzív tóban  $2,96\pm 0,96$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>, az intenzív tavak átlagában  $4,14\pm 1,16$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> szerves szén mineralizálódott naponta a légzés során (36. táblázat). A termelés és a légzés tekintetében az extenzív tó és az intenzív tavak átlaga között szignifikáns eltérés volt (P<0,05). Ugyanakkor mind az extenzív, mind az intenzív tavak esetében jelentős ingadozások voltak megfigyelhetőek az elsődleges termelésben és a respirációban egyaránt (36 és 37. ábra). Az elsődleges termelés mért napi maximuma az extenzív tóban  $4,40$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>, az intenzív tavakban  $6,38$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> volt.

**36. táblázat.** Az elsődleges termelés (produkció) és a társulás légzés (respiráció) mértéke a rendszer tavaiban, 2000-ben (g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>)

	I1	I2	I3	I4	I5	Intenzív átlag	R1
<b>Produkció</b>	$3,53\pm 2,57$	$2,69\pm 1,46$	$3,85\pm 1,56$	$3,88\pm 1,69$	$3,97\pm 1,25$	$3,57\pm 0,96$	$2,43\pm 1,28$
<b>Respiráció</b>	$4,44\pm 3,39$	$3,22\pm 1,41$	$4,65\pm 1,69$	$4,05\pm 1,91$	$4,42\pm 1,73$	$4,14\pm 1,16$	$2,96\pm 0,96$



**36. ábra.** Az elsődleges termelés (produkción) és a társulás légzés (respiráción) alakulása az extenzív tóban (g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>)



**37. ábra.** Az elsődleges termelés (produkción) és a társulás légzés (respiráción) alakulása az intenzív tavak átlagában (g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>)

WETZEL (1975) szerint a halastavak esetében a takarmánnyal bekerült szén mennyisége jelentősen meghaladja az elsődleges termeléssel képződött szerves szén mennyiségét. OLÁH et al. (1986b) becslése szerint az elsődleges termelés maximális mennyisége 120 kg C ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup> lehet. A vizsgálataink alapján takarmányozással bekerült szerves szén mennyisége 38-161 kg C ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup> volt az intenzív tavak és

9-11 kg C ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup> volt az extenzív vízkezelő tó esetében. Az extenzív halastóban az elsődleges termelésből származó szerves szén mennyisége meghaladta a takarmánnyal bekerült szerves szén mennyiségét, vagyis az elsődleges termelés meghatározó volt az extenzív tó szénforgalmában.

Az extenzív vízkezelő tóban a haltömeg-gyarapodás mértéke 22,15 g C m<sup>-2</sup> év<sup>-1</sup> volt, ami 180 napos tenyésztéssel számolva 0,12 g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> halhozamnak felel meg. A halbiomassza-gyarapodás formájában az elsődleges termeléssel megkötött szerves szén mennyiségének az 5,1 %-a akkumulálódott. Ez az elsődleges termelés hasznosítási hatások, a BÍRÓ (1995) által pontyos halastavak esetében közölt 1-5 %-os hatások felső határának közelébe esik.

Az algák a vízből felvett szerves nitrogénből fehérjét állítanak elő. Az elsődleges termelés útján megkötött szerves szén és az algák szén:nitrogén arányának (C:N=6,1:1) szorzatából meghatározható az algaprodukciónak útján megkötött nitrogén mennyisége. Az extenzív tóban az elsődleges termelésből számított nitrogén beépítés 4,3 kg N ha<sup>-1</sup> nap<sup>-1</sup> volt, vagyis a 20 ha területű extenzív tó nitrogén asszimilációs kapacitása hozzávetőlegesen napi 85 kg nitrogén feldolgozását tette lehetővé. Az intenzív haltermelés során, a halbiomassza anyagcseréjével naponta átlagosan 0,75 kg N t halbiomassza<sup>-1</sup> szerves nitrogén kerül kibocsátásra (BRUNE et al., 2003). Az intenzív tavak halterhelése a három év átlagában 12,4 tonna volt, így az extenzív vízkezelő tóba mindössze 9,3 kg N nap<sup>-1</sup> került az anyagcseréből származóan. Az intenzív tavakból érkező nitrogénterhelést összevetve az extenzív tó nitrogén asszimilációs kapacitásával megállapítható, hogy az extenzív vízkezelő tó az intenzív részből érkező nitrogénterhelést képes volt feldolgozni; az érkező nitrogénmennyiség nem érte el az extenzív halastó elméleti nitrogén asszimilációs kapacitását.

A szervesanyag-mérleg értékelésekor figyelembe vettem a fotoszintézissel megkötött, illetve a respiráció útján távozó szerves szén mennyiségeket. A szervesszén-mérleget korrigáltam a társuláslégzésből számított átlagos elsődleges termelés (26 kg C ha<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>) és az átlagos respiráció (30 kg C ha<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>) különbségével. Ez a különbség arra enged következtetni, hogy a rendszerből respiráció útján 4 kg C ha<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> szerves szén távozott. A 180 napos tenyésztéssel számolva, a tórendszerből átlagosan 720 kg szén távozott hektáronként a légzéssel, ami az összes visszatartott szerves anyag harmada.

A tavak tápanyagforgalmában jelentős volt az üledék a szerepe. Az üledékben a három éves vizsgálati periódus alatt jelentős,  $2075 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  szerves szén csökkenést számítottunk, amiből mindössze  $720 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  csökkenés magyarázható a társuláslégzés miatti szénveszteséggel. Az üledék ilyen mértékű szerves anyag vesztesége elsősorban a télen lecsapolt tavak levegőnek kitett talajában végbemenő szerves szén mikrobiális lebontásával magyarázható.

A rendszer üledékének számított nitrogén akkumulációja  $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  volt, ami lényegesen alacsonyabb, mint ami a nitrogén mérlegből elvárható lenne. Ez arra enged következtetni, hogy a tenyésztés folyamán a visszatartott nitrogén mintegy 74 %-a mint  $\text{N}_2$  és ammóniagáz távozott a légkörbe (HARGREAVES, 1998). Az üledék nitrogéntartalmában év közben is jelentős eltérések voltak megfigyelhetőek. A tórendszer minden pontján, az év elején mindig alacsonyabb nitrogén koncentrációkat mértünk, mint ősszel, a tenyészév végén. Az üledék átlagos nitrogén akkumulációja a tenyészév során  $0,78 \text{ g N kg száraz üledék}^{-1}$  volt. Azonban jelentős, átlagosan  $1,20 \text{ g N kg száraz üledék}^{-1}$  nitrogén veszteséget mértünk az egész rendszer üledékében télen, mikor az szárazon állt. Az extenzív tó vonatkozásában a téli nitrogén veszteség  $0,93 \text{ g N kg száraz üledék}^{-1}$  volt, és mindössze  $0,07 \text{ g N kg száraz üledék}^{-1}$  veszteséget mértünk, mikor a víz nem került ősszel elengedésre.

Az üledék foszfor akkumulációja  $34 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  volt a teljes tórendszer átlagában, ami kissé meghaladta a foszfor mérlegből becsülhető mennyiséget ( $25 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ ). Ezt a jelenséget AVNIMELECH és LACHER (1979) az üledék felkeveredésével magyarázzák. Ennek során az üledékréteg átstrukturálódik; a fajlagosan nagyobb felületű kisebb üledékszemcsék kerülnek felülre. A nagyobb felületük miatt ezek a részecskék több foszfort képesek lekötni. Mindez azt eredményezi, hogy a foszfor elsősorban az üledék felső rétegében halmozódik fel.

#### **4.2.5. A halhozamok értékelése**

1999-ben az átlagos bruttó hozam az intenzív tavakban  $3144 \pm 292 \text{ kg ha}^{-1}$ , a lehalászott hal átlagtömege  $273 \pm 53 \text{ g}$  volt. Az extenzív tóban  $1590 \text{ kg ha}^{-1}$  bruttó hozamot értünk el, a lehalászott ponty átlagtömege  $390 \text{ g}$ , a kihelyezett haltömeg  $141 \text{ kg ha}^{-1}$  volt. Mind az intenzív, mind az extenzív tavakba  $25 \text{ g-os}$  hal került kihelyezésre (37. táblázat). A tenyészidőszak hossza az intenzív tavaknál 160, az extenzív tónál

227 nap volt. Az intenzív tavakban nevelt halak fajlagos növekedési sebessége ( $SGR_{ind}$ )  $1,49 \pm 0,12$  %, az extenzív tóban 1,21 % volt. A intenzív tavakon  $88 \pm 5,2$  %, az extenzív tóban 73 % megmaradás kalkuláltunk. A természetes hozam aránya az extenzív tóban 45 % volt, amely mintegy  $650 \text{ kg ha}^{-1}$  kiegészítő halhozamnak felelt meg. A tavi recirkulációs rendszer 20,74 ha-os területén fajlagosan  $1.646 \text{ kg ha}^{-1}$  bruttó és  $1.498 \text{ kg ha}^{-1}$  nettó hozamot értünk el.

**37. táblázat.** A tórendszer hozamai

Tavak	Halfaj	Bruttó hozam ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	Nettó hozam ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	Kihelyezési átlagsúly (g)	Lehalászási átlagsúly (g)	Megmaradás (%)	SGR (%)
<b>1999</b>							
I2	ponty	2974	2.718	25	335	89	1,62
I3	ponty	2977	2.622	25	245	82	1,43
I4	ponty	3482	3.083	25	240	92	1,41
R1	ponty	1590	1449	25	39	73	1,21
<b>2000</b>							
I1	afrikai harcsa	57652	37803	340	1400	71	1,34
I2	ponty	3337	3216	0,5	20	69	3,84
I3	ponty	5459	4877	25	270	87	1,59
I4	ponty	5749	4356	240	1130	88	1,00
I5	tilápia	9747	7739	30	119	112*	1,62
R1	ponty	1900	1710	32	380	83	1,10
<b>2001</b>							
I1	afrikai harcsa	52500	25985	500	1200	83	0,789
I2	afrikai harcsa	16687	6586	800	1800	73	1,15
I3	ponty	2457	2140	25	280	69	1,47
I4	ponty	0	0	0,5	-	0	-
I5	afrikai harcsa	31779	12016	800	1600	80	1,05
R1	ponty	1550	1349	30	300	75	1,06

\* vadívásból kifolyólag

2000-ben az I2-I4 tavakat ponttyal népesítettük. Az I2-es tóba előnevelt ivadékokat, az I3-as tóba egynyaras (25 g db<sup>-1</sup>), az I4-es tóba kétnyaras halat (240 g db<sup>-1</sup>) helyeztünk ki. Az I2-I4 tavak bruttó- és nettó átlaghozama 4848±1316 kg ha<sup>-1</sup>, illetve 4190±783 kg ha<sup>-1</sup>, megmaradása 81±11 %, valamint a kihelyezett halak növekedési sebessége (SGR<sub>ind</sub>) 2,14±1,50 % volt. Az afrikai harcsával népesített I1-es és a tilápiával népesített I5-ös tó adatai a 35. táblázatban találhatóak. Az extenzív R1-es tó népesítése kizárólag ponttyal történt 190 kg ha<sup>-1</sup> sűrűségben, a tenyésztidőszak hossza 224 nap volt. Az R1-es tó 2000 őszén nem került lecsapolásra, csak a következő év kora tavaszán. A tenyésztidőszak végének november 1-ét tekintettük, ami megegyezett az előző évi lehalászási időponttal. A 224 napos tenyésztidőszak alapján számított SGR 1,10 % volt. A természetes hozam aránya az R1-es tóban 43 %, illetve 735 kg ha<sup>-1</sup> volt. 2000-ben a rendszer 21 hektárján 2.402 kg ha<sup>-1</sup> bruttó és 2.060 kg ha<sup>-1</sup> nettó hozamot értünk el.

2001-ben az I1, I2 és az I5-ös tavakat afrikai harcsával népesítettük. Ezen tavak bruttó- és nettó hozama 33.655±17.980 kg ha<sup>-1</sup> és 14.862±10.008 kg ha<sup>-1</sup> volt. Az afrikai harcsák számított növekedési sebessége (SGR<sub>ind</sub>) 1,00±0,19 % volt a 111 napos nevelési időszak alatt, 79±5,1 %-os megmaradás mellett. Az I4-es tavon a nyári oxigénhiány következtében bekövetkező halpusztulás miatt 0 %-os volt a megmaradás (37. táblázat). Az extenzív tóban a természetes hozam aránya az összes hozamon belül 36 % volt, ami 486 kg ha<sup>-1</sup> fajlagos hozamnak felelt meg. A teljes 21 hektáros tórendszerben 2191 kg ha<sup>-1</sup> bruttó és 1605 kg ha<sup>-1</sup> nettó hozamot értünk el.

A kombinált rendszer vizsgálata során az egy kilogramm hal előállításakor felhasznált nitrogén, foszfor és szerves szén mennyisége a 38. táblázatban, a fajlagos tápanyag kibocsátás a 39. táblázatban látható. A haltermelésre felhasznált víz mennyisége a hároméves időszak alatt 9,67±2,35 m<sup>3</sup> volt.

**38. táblázat.** A haltermelés során felhasznált nitrogén, foszfor és szerves szén mennyisége (g kg halbiomassza<sup>-1</sup>)

	<b>átlag</b>	<b>szórás</b>	<b>medián</b>
<b>Összes felhasznált tápanyag</b>			
Nitrogén	90,4	5,45	93,0
Foszfor	16,0	1,40	15,6
Szerves szén	1146	107	1129
<b>ebből takarmány</b>			
Nitrogén	55,1	5,66	57,1
Foszfor	9,91	2,13	10,4
Szerves szén	922	61,4	926

**39. táblázat.** 1 kg megtermelt halra eső, az elfolyó vízzel távozó nitrogén, foszfor és szerves szén mennyisége (g kg halbiomassza<sup>-1</sup>)

	<b>átlag</b>	<b>szórás</b>	<b>medián</b>
<b>Nitrogén</b>	6,35	3,01	5,19
<b>Foszfor</b>	1,86	1,57	1,26
<b>Szerves szén</b>	87,9	45,7	23,5

A 21 ha területű kísérleti tórendszer sikeresen működött üzemi körülmények között. A tavak közötti vízforgatás biztosította a rendszer intenzív és extenzív részei közötti anyagáramlást. A vízforgatás sikeresen távolította el az intenzív tavakból a tápetetés miatti, a rendszer egyéb részeihez képest fajlagosan magasabb szervesanyag-terhelést. A rendszer vízminőségi paramétereinek kiegyenlített képe a vízforgatás, valamint az extenzív vízkezelő tó tisztítási hatékonyságára utal. Sehol nem tapasztaltunk a halakra veszélyt jelentő vízminőségi értékeket. A rendszer hozamait értékelve megállapítható, hogy a technológia segítségével a Magyarországon jellemző átlaghozamokat lényegesen meghaladó eredmény érhető el (PINTÉR, 2005).

A tápanyagforgalmi vizsgálatokból kiderült, hogy az integrált, intenzív és extenzív részből álló haltermelő rendszer működése során jelentős mennyiségű szerves és szervesetlen tápanyagot képes – elsősorban az extenzív halastóban zajló folyamatok révén – feldolgozni. A szervesszén-, a nitrogén- és a foszformérlegből megállapítható, hogy a rendszerbe került tápanyagok jelentős, más tavi haltermelő rendszereket meghaladó mértékben hasznosulnak halhozam formájában, más részük az üledékben halmozódik

fel, illetve a légkörbe távozik. A tápanyagforgalmi vizsgálatok alapján megállapítható, hogy az extenzív halastó 1 hektárja 5-6 tonna intenzíven nevelt haltömeg elfolyóvizét képes feldolgozni.

A tavi recirkulációs rendszer üzemeltetésének 3 éve alatt széleskörű tapasztalatokat szereztünk az alkalmazott technológiát illetően. A tavi recirkulációs rendszer jól ötvözi az intenzív és az extenzív tavi haltermelés előnyeit. Az intenzív rész alkalmas magas népesítési sűrűségben értékes halfajok (afrikai harcsa, tilápia, tokfélék, lesőharcsa), illetve ponty intenzív nevelésére. Az extenzív részben pontyra alapozott poli-, illetve bikulturás népesítési technológia alkalmazásával a hazai tógazdasági hozamokat kétszeresen meghaladó hozamokat érhetünk el, az extenzív, illetve félintenzív tavi haltermelés összes előnyével. A természetes hozam aránya 90%-os ponty népesítés és 1,6-2,4 t ha<sup>-1</sup> bruttó hozam esetén is 40-45 % volt.

Az intenzív és az extenzív részek közötti vízforgatással jelentősen csökkenthető a haltermelés vízigénye, valamint a környezet tápanyagterhelése. A technológia alkalmazása lehetőséget biztosít a magas szintű haltermelés folytatására a szigorodó környezetvédelmi előírások megtartása mellett is. A kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszerek szélesebb körű alkalmazása a fenntartható tavi halgazdálkodást és a vízi erőforrások kíméletes használatát szolgálja.

### 4.3. Osztott algás-halastó vízkezelő rendszer vizsgálata

#### 4.3.1. A rendszer terhelése

A rendszerbe bekerült tápanyagok legjelentősebb forrása a takarmány volt. Az összes a rendszerbe bekerült szerves anyagnak 71,5 %-a, a nitrogénnek 71,8%-a és a foszfornak 88,7%-a takarmánnyal jutott be. A hálnépesítésből a szerves anyag 28,3%-a, a nitrogén 28,2%-a, a foszfor 10,7%-a származott, míg a feltöltő vízzel és a vízpótlással elenyészően kevés, a szerves anyagnak, a nitrogénnek és a foszfornak mindössze 0,2; 0,1 és 0,6%-a (29,9; 1,76 és 2,20 kg ha<sup>-1</sup>) érkezett. Ugyanakkor az algás és a halastó egységben a vízforgatással érkező tápanyagmennyiség jelentős volt (szerves anyag: 46.840 és 44.422 kg ha<sup>-1</sup>, nitrogén: 7.020 és 6.106 kg ha<sup>-1</sup>, foszfor: 1.120 és 2.270 kg ha<sup>-1</sup>; 40. táblázat).

A rendszer intenzív medencéiből lehalászott halbiomassza 70,25 kg m<sup>-2</sup> volt. Az extenzív halastóból lehalászott haltömeg mindössze 0,78 kg m<sup>-2</sup>, a rendszer átlagos halterhelése 2,56 kg m<sup>-2</sup> volt.

**40. táblázat.** A rendszer tavainak szervesanyag-, nitrogén- és foszforterhelése

	Intenzív medencék		Algás tó		Halastó	
	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%
<b>Szerves anyag</b>						
Takarmány	510.400	81	0	0	0	0
Víz	34,0	0	46.870*	100	44.468*	97
Hal	121.000	19	0	0	1483	3
<b>Összesen</b>	<b>631.434</b>	<b>100</b>	<b>46.870</b>	<b>100</b>	<b>45.951</b>	<b>100</b>
<b>Nitrogén</b>						
Takarmány	43.802	75	0	0	0	0
Víz	2,00	0	7.022*	100	6.109*	80
Hal	14.500	25	0	0	1.483	20
<b>Összesen</b>	<b>58.304</b>	<b>100</b>	<b>7.022</b>	<b>100</b>	<b>7.592</b>	<b>100</b>
<b>Foszfor</b>						
Takarmány	12.180	91	0	0	0	0
Víz	2,50	0	2.702*	100	2.273*	99
Hal	1.235	9	0	0	15,1	1
<b>Összesen</b>	<b>13.418</b>	<b>100</b>	<b>2.702</b>	<b>100</b>	<b>2.288</b>	<b>100</b>

\* Tartalmazza a vízforgatással a tavakba került tápanyagmennyiségeket is.

A vizsgált rendszerbe bekerült szerves szén, nitrogén és foszfor arányokat a 41. táblázat tartalmazza. A rendszer minden elemében, különösen az algás és a halastó egységben a bekerült nitrogén foszforhoz viszonyított aránya elmaradt az algák számára optimálistól.

**41. táblázat.** A rendszer különböző egységeibe bekerült szerves szén, nitrogén és foszfor mennyiségek tömegaránya

	<b>Szerves szén</b>	<b>Nitrogén</b>	<b>Foszfor</b>
<b>Intenzív medencék</b>	47	4,3	1
<b>Algás tó</b>	17	2,6	1
<b>Halastó</b>	20	3,3	1

#### **4.3.2. A vízminőségi vizsgálatok eredményei**

A rendszer üzemelése során végzett vízkémiai vizsgálatok eredményei a 41. táblázatban találhatóak meg.

##### *Halobitás*

A tavak vizének átlagos pH értéke között nem volt eltérés. A fajlagos vezetőképességben a rendszer egységei között kismértékű, bár nem szignifikáns eltérés volt megfigyelhető, ugyanakkor a fajlagos vezetőképesség az algás tóban szignifikánsan magasabb volt ( $P < 0,05$ ).

##### *Trofitás*

Az algaprodukciónak számára hozzáférhető ásványi nitrogén és ortofoszfát foszfor mennyiségét (42. táblázat) az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al., 1992) 9 fokozatú tipológiája alapján értékelve, a rendszer mindhárom eleme, mind az algák számára hozzáférhető nitrogén, mind a foszfor mennyiségét tekintve a legfelső, 9-es kategóriába esett. Az ásványi nitrogén és az ortofoszfát mennyisége az intenzív medencékben volt a legmagasabb, attól távolodva a szerves kötésben lévő tápanyagok mennyisége fokozatosan csökkent. Az intenzív medencék és a halastó ásványi nitrogén és foszfor tartalmában egyaránt szignifikánsan különbözött ( $P < 0,05$ ). A szerves nitrogén és a foszforformák tömegaránya a teljes rendszer átlagában 3,8:1 volt (43. táblázat), vagyis a rendszer ortofoszfát-foszforral jól ellátott volt.

### *Konstruktivitás*

Az algás és a halastó vizének átlagos klorofill-a tartalma között nem volt szignifikáns különbség ( $P>0,05$ ). A rendszer átlagában mért  $718 \mu\text{g L}^{-1}$  klorofill-a koncentráció kiemelkedően magas volt, lényegesen meghaladja a halastavakra jellemző értékeket.

**42. táblázat.** Az osztott rendszer egységeinek főbb vízminőségi paramétereit

	<b>Intenzív medencék</b>	<b>Algás tó</b>	<b>Halastó</b>
<b>Fajl. vezetőkép.</b> ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )		$535\pm 54^a$	$515\pm 54^b$
<b>pH</b>		$7,98\pm 0,41^a$	$8,08\pm 0,34^a$
<b>BOI<sub>5</sub></b> ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ )	$91.6\pm 23.2^a$	$57.7\pm 18.6^b$	$39.6\pm 12.7^c$
<b>Klorofill-a</b> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )		$765\pm 601^a$	$670\pm 428^a$
<b>NO<sub>3</sub>-N</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$1,44\pm 0,59^{ab}$	$1,14\pm 0,42^b$	$2,11\pm 0,83^a$
<b>NO<sub>2</sub>-N</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,521\pm 0,51^a$	$0,254\pm 0,33^b$	$0,931\pm 0,82^c$
<b>NH<sub>4</sub>-N</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$5,67\pm 2,35^a$	$5,32\pm 2,95^a$	$2,68\pm 2,47^b$
<b>Ásványi N</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$7,40\pm 2,77^a$	$6,44\pm 3,42^{ab}$	$5,28\pm 3,06^b$
<b>PO<sub>4</sub>-P</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$2,38\pm 0,78^a$	$2,00\pm 0,87^{ab}$	$1,66\pm 0,87^b$
<b>Szerves lebegőa.</b> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$147\pm 67,9^a$	$86,4\pm 34,2^b$	$84,3\pm 24,4^b$

Az abc eltérő betűi a felső indexben szignifikáns különbséget jeleznek ( $P<0,05$ )

**43. táblázat.** Az osztott rendszer egységeiben található összes szerves szén (TOC), összes ásványi nitrogén (TIN) és ortofoszfát-foszfor (PO<sub>4</sub>-P) tömegaránya

	<b>TOC</b>	<b>TIN</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P</b>
<b>Intenzív medencék</b>	31	3,4	1
<b>Algás tó</b>	22	3,9	1
<b>Halastó</b>	25	3,8	1

### *Szaprobítás*

A rendszer biokémiai oxigénigénnyel (BOI<sub>5</sub>) jellemzett szaprobítása alfa-mezopoliszabrob volt (FELFÖLDY, 1987). Az intenzív medencék szerves lebegőanyag tartalma szignifikánsan meghaladta ( $P<0,05$ ) az algás és a halastóban mért mennyiségeket (42. táblázat). A biokémiai oxigénigény (BOI<sub>5</sub>) a rendszer minden elemében szignifikánsan eltérő volt ( $P<0,05$ ). A szerves lebegőanyag és a BOI<sub>5</sub> – a szerves tápanyagformákhoz hasonlóan – az intenzív medencékben volt a legmagasabb, attól távolodva csökkent.

#### 4.3.2.1. A feltöltő és az elfolyó víz minősége

A rendszer nagy tápanyagterhelése miatt a feltöltővíz és a lecsapoláskor távozó víz minősége (44. táblázat) eltérően alakult az előzőekben vizsgált kombinált intenzív-  
extenzív rendszertől. A lecsapolt vízben a feltöltő vízhez képest a szerves tápanyagformák mennyisége nőtt a legjelentősebben. Az elfolyóvíz ásványi nitrogén tartalma 4-szeresen, ortofoszfát-foszfor tartalma 10-szeresen, ugyanakkor a szerves nitrogén 8-szorosan, a kémiai oxigénigény 12-szeresen, a szerves lebegőanyag tartalom 21-szeresen haladta meg a feltöltő víz hasonló paramétereit.

**44. táblázat.** A rendszert feltöltő és a tavakból lecsapolással távozó víz főbb vízminőségi paramétereit

	<b>Feltöltés</b>	<b>Vízpótlás</b>	<b>átlag*</b>	<b>Lecsapolás*</b>
<b>Ideje</b>	06.15.	07.27.		09.12.
<b>Mennyisége (m<sup>3</sup>)</b>	262	150		262
<b>Fajl. vezetőkép. (μS cm<sup>-1</sup>)</b>	391	296		590
<b>pH</b>	7,39	8,07		
<b>KOI<sub>sMn</sub> (mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>)</b>	5,54	4,35	4,80	59,68
<b>NO<sub>3</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,913	0,780	0,830	2,19
<b>NO<sub>2</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,062	0,035	0,045	0,166
<b>NH<sub>4</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,086	0,078	0,081	1,59
<b>Ásványi N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,06	0,893	0,956	3,94
<b>Szerves N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,841	1,54	1,28	10,5
<b>Összes N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,90	2,43	2,09	14,4
<b>PO<sub>4</sub>-P (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,140	0,186	0,169	1,70
<b>Összes P (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,59	0,564	1,22	4,99
<b>Szerves lebegőa. (mg L<sup>-1</sup>)</b>	6,34	7,54	6,77	147

\* A vízmennyiséggel súlyozott átlag

#### 4.3.2.2. A rendszer elemei közötti vízcsere

A vízforgatás június 22-től szeptember 13-ig tartott, amikor az intenzív medencék elfolyóvíze először az algás tóba, utána a halastó egységbe jutott, majd visszaforgatásra került az intenzív medencékbe.

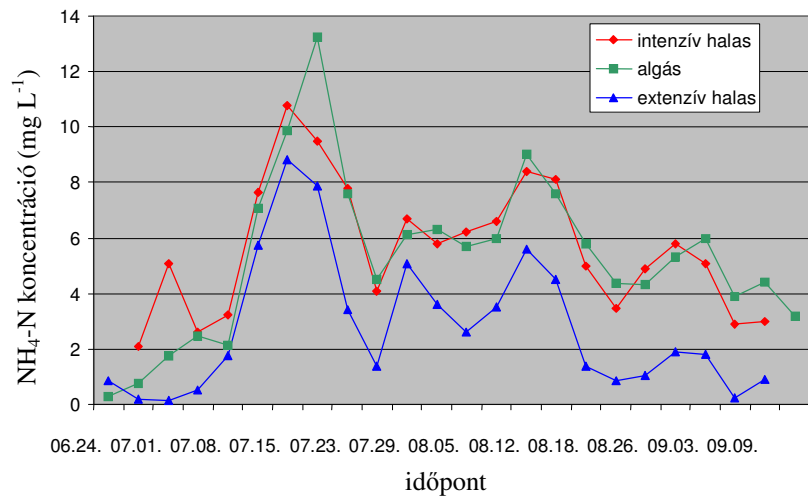
##### *A halobitás változása*

A tavak pH értékében nagy napi ingadozás mutatkozott. Az algás tóban mért pH reggel 8 órakor  $7,17 \pm 0,13$ , kora délután 14 órakor  $7,98 \pm 0,41$  volt. A halastóra jellemző pH 8 és 14 órakor  $7,69 \pm 0,19$ , illetve  $8,08 \pm 0,34$  volt. A reggel és kora délután mért pH értékek mindkét tó esetében szignifikánsan különböztek ( $P < 0,05$ ). A pH napi ingadozása az algás tóban nagyobb volt, az éjszaka folyamán a pH gyorsabban csökkent, mint a halastóban. A reggeli pH az algás tóban szignifikánsan alacsonyabb ( $P < 0,05$ ) volt.

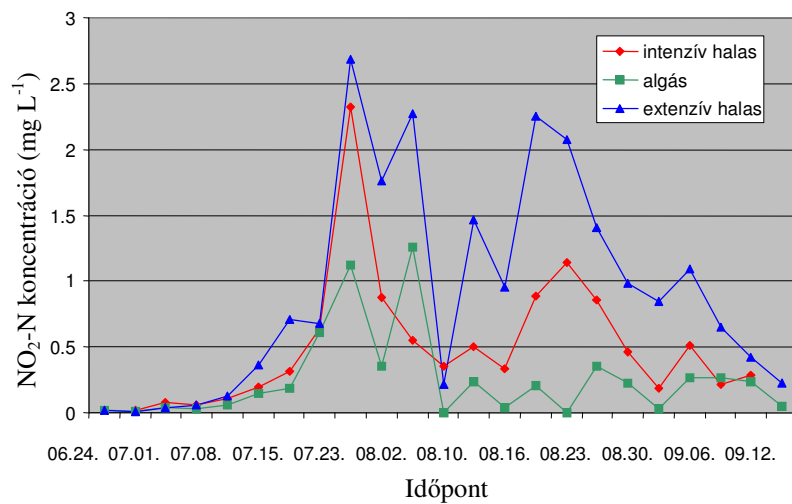
##### *A trofitás változása*

A vízforgatás alatt a szervesetlen nitrogéntartalom gyorsan emelkedett a rendszerben. A vízforgatás harmadik hetére az ásványi nitrogéntartalom meghaladta a  $10 \text{ mg L}^{-1}$ -t, ami mintegy 70-szer nagyobb volt, mint a vízfeltöltést követően mért  $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ -t. Az ásványi nitrogén a kezdeti gyors emelkedést követően, enyhén csökkenő tendenciát mutatott (42. ábra). Az intenzív medencék ásványi nitrogén tartalma szignifikánsan ( $P < 0,05$ ) meghaladta a halastó egységben mért értéket, ugyanakkor az intenzív medencék és az algás tó, illetve az algás tó és a halastó egység között statisztikailag igazolható eltérés nem volt ( $P > 0,05$ ). A legjelentősebb ásványi nitrogén forma az ammónium-nitrogén volt (39. ábra). Az intenzív medencék mintáiban az összes szervesetlen nitrogén  $77 \pm 14 \%$ -a, az algás tó esetében  $83 \pm 10 \%$ -a, a halastó esetében  $51 \pm 30 \%$ -a ammónium-nitrogén volt, ez utóbbi szignifikánsan különbözött a másik két egységtől ( $P < 0,05$ ). A nitrit-nitrogén (40. ábra) mindössze 6, 3 és 14 %-át, a nitrát-nitrogén (41. ábra) ezt meghaladva 17, 14 és 35 %-át tette ki az intenzív medencék, az algás és halastó ásványi nitrogén tartalmának. A halastó nitrit- és nitrát-nitrogén tartalma szignifikánsan meghaladta ( $P < 0,05$ ) mind az intenzív medencék, mind az algás tó hasonló paramétereit. Ugyanakkor az intenzív medencék és az algás tó között a nitrit- és a nitrát-nitrogén tartalom tekintetében nem volt különbség ( $P > 0,05$ ).

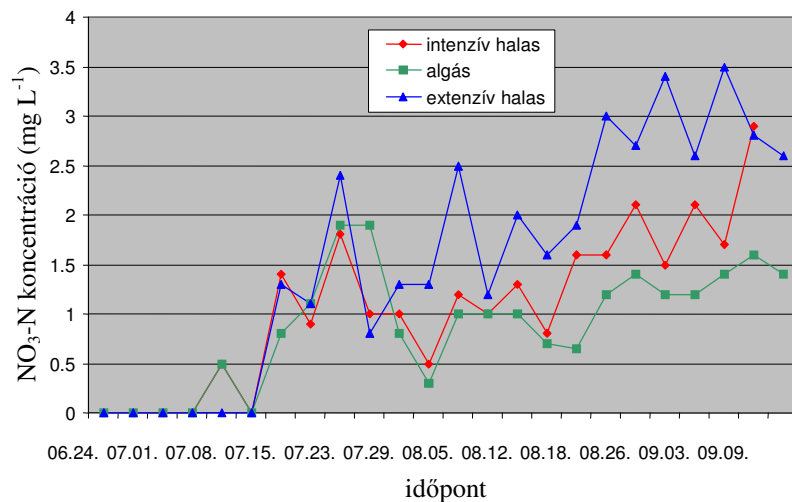
A vízkémiai vizsgálatok alapján megállapítható, hogy az ammónium-nitrogén tartalom csökkenése elsősorban az extenzív halastóban ment végbe. Az intenzív medencékből



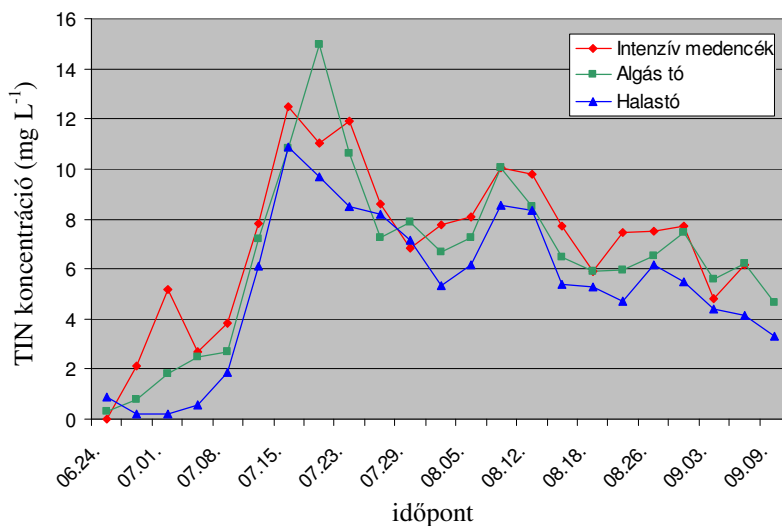
**38. ábra.** Az ammónia-nitrogén alakulása a vízforgatás alatt



**39. ábra.** A nitrit-nitrogén alakulása a vízforgatás alatt

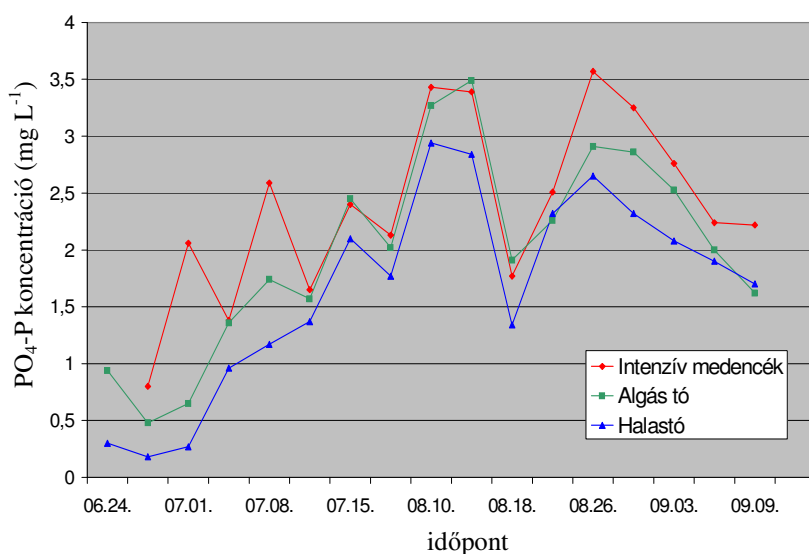


**40. ábra.** A nitrát-nitrogén alakulása a vízforgatás alatt



**41. ábra.** Az ásványi nitrogén alakulása a vízforgatás alatt

távozó víz és a halastó vizének ammónium-nitrogén tartalma között szignifikáns ( $P < 0,05$ ) különbség mutatkozott. Az algás tó vizében szignifikánsan alacsonyabb ( $P < 0,05$ ) nitrit, illetve kevésbé jelentős ( $P < 0,1$ ) nitráttartalom csökkenést mértünk az intenzív medencékhez képest. Ugyanakkor az extenzív halastó vizében nőtt ( $P < 0,05$ ) mind az nitrit-, mind a nitrátkoncentráció. Az összes szervetlen nitrogén tartalmat értékelve megállapítható, hogy az intenzív medencékből távozó víz ásványi nitrogén tartalma csökken, azonban szignifikáns csökkenés ( $P < 0,05$ ) csak az extenzív halastó egységben volt megfigyelhető.

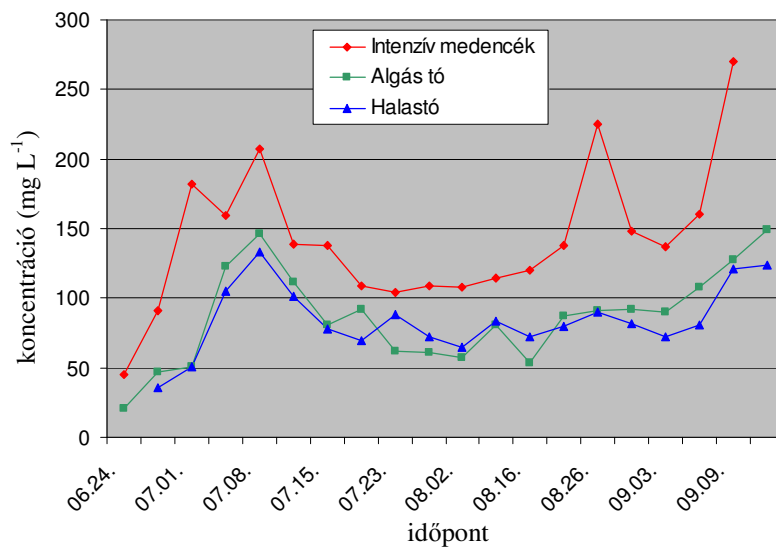


**42. ábra.** Az ortofoszfát-foszfor alakulása a vízforgatás alatt

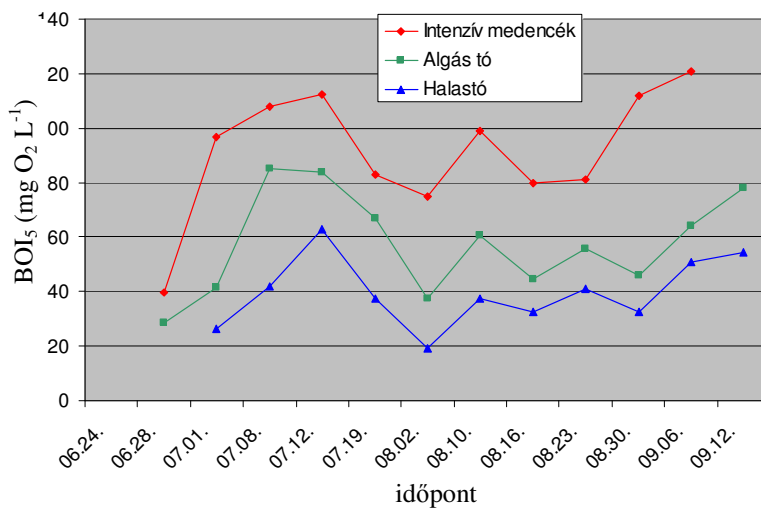
Az intenzív medencék és az algás tó ortofoszfát-P tartalma, hasonlóan az ásványi nitrogén formákhoz, szignifikánsan magasabb volt ( $P < 0,05$ ) a halastóénál (42. ábra).

#### A szaprobitás változása

A vízforgatás során a szerves lebegőanyag tartalom az intenzív medencék vizéhez képest az algás tóban szignifikánsan csökkent ( $P < 0,05$ ), azonban a halastó egységben már nem változott (43. ábra). A biokémiai oxigénigény ( $BOI_5$ ) szintén az intenzív medencékben volt a legmagasabb és további szignifikáns ( $P < 0,05$ ) csökkenést mutatott mind az algás, mind a halastó egységben (44. ábra).



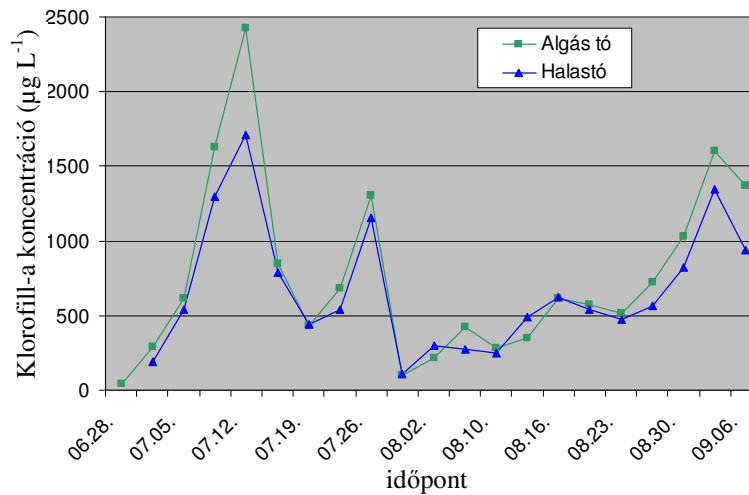
**43. ábra.** A szerves lebegőanyag alakulása a vízforgatás alatt



**44. ábra.** A biokémiai oxigénigény ( $BOI_5$ ) alakulása a vízforgatás alatt

### A konstruktivitás változása

A klorofill-a tartalom alakulásában az algás és halastó egység között szignifikáns eltérés nem volt ( $P>0,1$ ; 45. ábra). Mindkét egység klorofill-a tartalma nagyon hasonlóan alakult a vízforgatás alatt.



45. ábra. A klorofill-a tartalom alakulása a vízforgatás alatt

### 4.3.3. Az osztott tavi haltermelő rendszer tápanyagforgalma

#### 4.3.3.1. Tápanyagmérlegek

A szervesszén-, a nitrogén- és a foszformérlegek a 43. táblázatban találhatóak. A bekerült tápanyagok fő forrása a takarmány volt, amely a szerves szén 78 %-át, a nitrogén 72%-át és a foszfor 88 %-át tette ki az összes bekerült tápanyagnak. A rendszer tápanyag-visszatartása szerves szén esetében 162 kg, illetve 6.218 kg ha<sup>-1</sup>, nitrogén esetében 27,9 kg, illetve 1.074 kg ha<sup>-1</sup> és foszfor esetében 8,5 kg, illetve 327 kg ha<sup>-1</sup> volt (45. táblázat). Összehasonlítva ezeket az értékeket más szerzők hagyományos halastavakon végzett vizsgálatainak eredményével – 78,5 kg N ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup>, 5,71 kg P ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> (KNÖSCHE et al., 2000), 43±21,48 kg N ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> és 5,1 kg P ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> (SCHRECKENBACH et al., 1999), 93 kg N ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> (OLÁH et al., 1994b) –, illetve az előzőekben vizsgált az intenzív és extenzív tavak kombinációján alapuló tavi recirkulációs rendszerrel, ahol a szerves szén esetében 1.935 kg ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup>, a nitrogén esetében 103 kg ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup>, a foszfor esetében 25 kg ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> volt a tápanyag retenció, megállapítható, hogy az algás tóra és extenzív halastóra osztott vízkezelő rendszer más tavi rendszereket meghaladó mennyiségű tápanyagokat volt képes

visszatartani. A rendszer működése során az extenzív halastóban, kiegészítő haltermelés által visszatartott tápanyagok mennyisége az összes bekerült tápanyagok arányában szerves anyag esetében 2,4 %, nitrogén esetében 3,4 % és foszfor esetében 1,0 % volt. Ugyanakkor a felesleges, az intenzív haltermelés által nem hasznosított tápanyagok arányában kifejezve a szerves anyagnak 3,5 %-a, a nitrogénnek 5,1 %-a, a foszfornak 1,4 %-a hasznosult kiegészítő haltermeléssel az extenzív halastóban.

**45. táblázat.** A rendszer tápanyagmérlege

	Szerves szén		Nitrogén		Foszfor	
	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	%
<b>Tápanyag bevitel:</b>						
Befolyó víz	46	0,4	8,14	0,4	11,5	2,7
Népesített hal	2.218	21,9	531	28,2	45,7	10,8
Takarmány	7.825	77,7	1.343	71,4	366	88,7
<b>Összes bekerült</b>	<b>10.071</b>	<b>100</b>	<b>1.882</b>	<b>100</b>	<b>423</b>	<b>100</b>
<b>Távozott tápanyag:</b>						
Elfolyóvíz	636	16,5	35,8	4,7	29,9	31,2
Lehalászott hal	3.218	83,5	770	95,3	65,8	68,8
<b>Összes távozott</b>	<b>3.854</b>	<b>100</b>	<b>808</b>	<b>100</b>	<b>95,7</b>	<b>100</b>
<b>Tápanyagmérleg:</b>	<b>6.218</b>	<b>61,8</b>	<b>1.074</b>	<b>57,1</b>	<b>327</b>	<b>77,3</b>

#### 4.3.3.2. Elsődleges termelés és társuláslégzés

Az elsődleges termelés és a társuláslégzés mértéke egyaránt szignifikánsan magasabb volt az algás tóban, mint a halastó egységben (46. táblázat, 46 és 47. ábra). Az elsődleges termelés sebessége az algás tóban 6,5-szörösen, a halastóban 4,5-szörösen haladta meg a kombinált intenzív-extenzív rendszer extenzív tavában számított értéket. Az algabiomassza aránya a szerves lebegőanyagban mindkét tőegységben kiemelkedően magas volt (44,3 és 39,7 %), lényegesen meghaladta a halastavakra jellemző arányokat (kombinált intenzív-extenzív rendszer extenzív tava: 15,8%).

A termelés és a légzés alakulása a két tóban nagyon hasonló dinamikát mutatott ( $r=0,96$  és  $0,99$ ;  $P<0,05$ ; 46 és 47. ábra). A termelés sebességét a környezeti tényezők,

elsősorban a megvilágítás jelentősen befolyásolták. Az elsődleges termelés szignifikánsan különbözött ( $P < 0,05$ ) a napsütéses napokon (algás tó:  $24,58 \pm 3,26$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>; halastó:  $15,37 \pm 4,82$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>), valamint azokon a napokon, amikor a napsütéses órák száma alacsony volt (algás tó:  $13,18 \pm 5,57$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>; halastó:  $11,24 \pm 3,71$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup>).

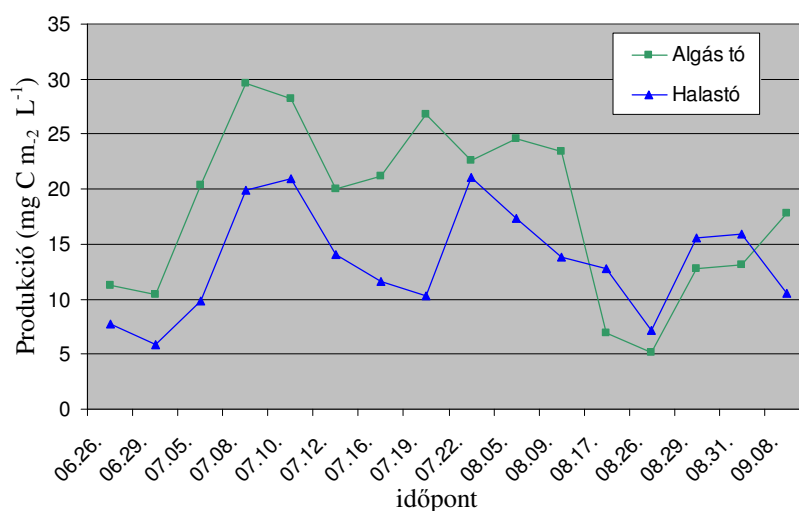
**46. táblázat.** Az elsődleges termelés (produkció) és a társuláslégzés (respiráció) mértéke az algás és a halastó egységben, valamint az algabiomassza aránya a szerves lebegőanyag arány (%)

	<b>Algás tó</b>	<b>Halastó</b>
<b>Produkció</b> (g C m <sup>-2</sup> nap <sup>-1</sup> )	16,91±8,88 <sup>a</sup>	12,60±5,37 <sup>b*</sup>
<b>Respiráció</b> (g C m <sup>-2</sup> nap <sup>-1</sup> )	15,06±8,40 <sup>a</sup>	10,83±4,95 <sup>b**</sup>
<b>Alga biomassza és szerves lebegőanyag arány (%)</b>	44,3	39,7

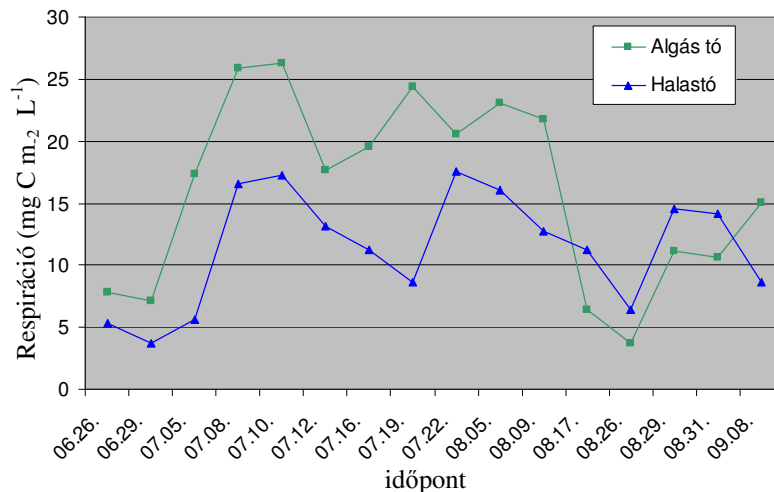
\*  $P < 0,05$

\*\*  $P < 0,1$

A rendszerbe takarmányozással  $9,8$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> szerves szén került be, ezzel szemben az elsődleges termelés által megkötött szén mennyisége  $14,8$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> volt, amely kis mértékben meghaladta az OLÁH et al. (1986a) által a produkció lehetséges maximumaként becsült  $12$  g C m<sup>-2</sup> nap<sup>-1</sup> mennyiséget. Ugyanakkor meg kell említeni, hogy a vizsgált rendszer esetében az algaprodukciót jelentősen fokozhatta a tavak vizének mesterséges keverése (BOROWITZKA, 1998).



**46. ábra.** Az elsődleges termelés alakulása az algás és a halastóban



**47. ábra.** A társuláslégzés alakulása az algás és a halastóban

Az elsődleges termeléssel megkötött szén mennyisége  $1,9 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  értékkel meghaladta a társuláslégzés általi szerves szén mineralizáció mértékét. A nettó produkcióval összesen  $39,4 \text{ kg}$  ( $1577 \text{ kg ha}^{-1}$ ) szerves szén került a rendszerbe, ami a teljes szerves szén bevitel 15 %-át, a takarmánnyal bekerült szén mennyiségének a 19 %-át tette ki.

#### 4.3.3.3. A halhozamok értékelése

Az intenzív medencékben nevelt afrikai harcsa tömeggyarapodása  $162 \text{ kg}$  ( $20,25 \text{ kg m}^{-3}$ ), fajlagos növekedési sebessége (SGR) 0,6 % volt. Az extenzív halastóban elért nettó hozam  $63 \text{ kg}$  ( $5040 \text{ kg ha}^{-1}$ ,  $0,50 \text{ kg m}^{-3}$ ) volt. A halastóban nevelt két faj, a ponty és a tilápia hozamai és növekedési sebessége eltérően alakult (SGR: 0,48 és 1,65 %). A halastóban a ponty nettó hozama  $15 \text{ kg}$  ( $1200 \text{ kg ha}^{-1}$ ,  $0,12 \text{ kg m}^{-3}$ ), a nettó hozam a tilápia esetében  $48 \text{ kg}$  ( $3840 \text{ kg ha}^{-1}$ ,  $0,38 \text{ kg m}^{-3}$ ) volt. A tilápia nagyobb növekedési sebessége a természetes táplálékbázis jobb hasznosításával, elsősorban a lebegő szuszpendált szerves anyag fogyasztásának képességével, valamint a halastóban, a lebegő szerves anyag mennyiségének mintegy 40 %-át adó algabiomassa hatékony emésztésével magyarázható.

Az extenzív halastóban a haltömeg-gyarapodás mértéke  $60,98 \text{ g C m}^{-2} \text{ év}^{-1}$  volt, a rendszer 83 napos működésével számolva ez  $0,73 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  halhozamnak felelt

meg. A halbiomassza-gyarapodással az elsődleges termelés által megkötött szerves szén mennyiségének az 5,8 %-a akkumulálódott.

#### 4.3.3.4. A tápanyag-eltávolítás hatásfoka

A tápanyag-eltávolítására vonatkozó eredményeket a 47. táblázatban foglaltam össze. Az algás és a halastó összes szervesetlen nitrogén (TIN) eltávolítása ugyan nem különbözött egymástól ( $P > 0,1$ ), ugyanakkor a két tó bár az egyes szervesetlen nitrogénformák eltávolítása eltérő volt. A halastóban mért ammónium-eltávolítás szignifikánsan meghaladta az algás tóban mértet ( $P < 0,05$ ), azonban a halastóban nitrit és nitrát felhalmozódás volt megfigyelhető. A fajlagos ortofoszfát-foszfor eltávolításban a két tó között nem volt különbség, csak a foszfát eltávolítás %-os hatásfokában tértek el egymástól. A szerves tápanyagok (szerves lebegőanyag és  $BOI_5$ ) eltávolítása főként az algás tóban történt ( $P < 0,05$ ).

**47. táblázat.** Az algás és a halastó tápanyag-eltávolítási hatásfoka

	Algás tó		Halastó		Összesen	
	$g\ m^{-2}\ nap^{-1}$	%	$g\ m^{-2}\ nap^{-1}$	%	$g\ m^{-2}\ nap^{-1}$	%
<b>Ammónia-nitrogén</b>	$0,02 \pm 0,96^a$	1,49	$2,00 \pm 0,96^b$	56,1	$2,02 \pm 0,71$	57,3
<b>Nitrit-nitrogén</b>	$0,18 \pm 0,29^a$	42,4	$-0,53 \pm 0,47^b$	-95,4	$-0,35 \pm 0,35$	-96,3
<b>Nitrát-nitrogén</b>	$0,22 \pm 0,36^a$	16,5	$-0,69 \pm 0,59^b$	-105	$-0,47 \pm 0,46$	-52,3
<b>TIN</b>	$0,42 \pm 1,01^a$	11,4	$0,84 \pm 0,87^a$	24,4	$1,29 \pm 0,81$	30,1
<b>Ortofoszfát-foszfor</b>	$0,23 \pm 0,29^a$	14,4	$0,23 \pm 0,15^a$	20,3	$0,46 \pm 0,31$	29,8
<b><math>BOI_5</math></b>	$31,64 \pm 20,56^a$	41,6	$14,18 \pm 6,79^b$	35,7	$45,82 \pm 24,81$	62,3
<b>Szerves lebegőanyag</b>	$47,96 \pm 38,40^a$	40,8	$3,22 \pm 10,08^b$	2,33	$51,18 \pm 38,92$	43,2

Az algás és halastóból álló vízkezelő rész bruttó ásványi nitrogén és foszfor eltávolítási hatásfoka egyaránt 30% volt. A tavak szerves anyag eltávolítása ezt meghaladta, a  $BOI_5$  eltávolítás hatásfoka 62 %, a szerves lebegőanyagé 43 % volt.

Az elsődleges termeléssel az algák ásványi nitrogént és foszfort vesznek fel, csökkentve a víztest nitrogén és foszfor tartalmát (48. táblázat). Az algák által felvett tápanyagok becslésénél az elméleti (C:N:P=44:7,1:1) tápanyagarányokból indultam ki. Az algák

által felvett ásványi nitrogén mennyisége ( $4,83 \text{ g m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ ) meghaladta a tavakban mért bruttó eltávolítást ( $1,29 \text{ g m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ ). Az algaprodukció általi ortofoszfát-foszfor felvétel ( $0,67 \text{ g m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ ) ugyancsak meghaladta a tavakban mért bruttó eltávolítás mértékét ( $0,46 \text{ g m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ ). A különbség fedezete feltételezhetően az  $51,18 \text{ g m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  szerves anyag bomlásakor felszabaduló ásványi nitrogénből és foszforból származott. Az extenzív halastóban a halhozamban akkumulálódott nitrogén és foszfor mennyisége  $1,53$  és  $0,15 \text{ g m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  volt.

**48. táblázat.** Az algás és a halastóban az algaprodukcióval és a halbiomasszában történő akkumulációval eltávolított nitrogén és foszfor mennyisége ( $\text{g m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ )

	<b>Algás tó</b>	<b>Halastó</b>	<b>Összesen</b>
<b>Algaprodukció (szerves szén)</b>	16,91	12,60	
<b>Algák nitrogén felvétele</b>	2,77	2,06	4,83
<b>Nitrogén akkumuláció halban</b>	0	1,53	1,53
<b>Algák foszfor felvétele</b>	0,38	0,29	0,67
<b>Foszfor akkumuláció halban</b>	0	0,15	0,15

A rendszer algás tavára az elsődleges felépítő folyamatok és a bakteriális lebontás nagy sebessége egyaránt jellemző volt. A halastóban zajló folyamatokra a szerves nitrogén formák oxidációja volt inkább a jellemző. Az algás tóban bekövetkező kismértékű összes szerves nitrogéntartalom csökkenés azzal magyarázható, hogy az algák általi tápanyagfelvétel csak kismértékben tudta csökkenteni a mikrobiális bontás következtében felszabaduló ammóniumtartalmat. Ezzel szemben a halastóban bekövetkezett nagyobb mértékű összes szerves nitrogén tartalom csökkenés esetében ammónium volatilizáció és denitrifikáció valószínűsíthető. Ezt támasztja alá a két töegységre jellemző oxigénviszonyok eltérő alakulása. Az algás tóra hosszú éjszakai anaerob periódusok voltak a jellemzőek, ami gátolhatta az ammónium oxidációját, ezzel szemben az éjszakai mesterséges levegőztetés a halastó vizének oxigéntartalmát nem engedte kimerülni, ugyanakkor az intenzív levegőztetés elősegíthette az ammónium elillanását is (GROSS et al., 1999). A vízkezelő rendszerek működésében az algák szerves tápanyag felvétele mellett jelentős szerepet töltenek be a bakteriális lebontás,

a heterotróf szervezetek fogyasztása és a denitrifikációs folyamatok, ezért fontos az ilyen vízkezelő rendszerek oxigénviszonyainak a szabályozása, az aerob környezeti feltételek megteremtése akár mesterséges levegőztetéssel is.

A kombinált rendszer vizsgálata során az egy kilogramm hal előállításakor felhasznált nitrogén, foszfor és szerves szén mennyisége a 49. táblázatban, a fajlagos tápanyag kibocsátás a 50. táblázatban látható. A haltermelésre felhasznált víz mennyisége  $1,28 \text{ m}^{-3} \text{ kg halhozam}^{-1}$  volt.

**49. táblázat:** A haltermelés során felhasznált nitrogén, foszfor és szerves szén mennyisége ( $\text{g kg halbiomassza}^{-1}$ )

<b>Összes tápanyag felhasználás</b>	
Nitrogén	69,7
Foszfor	15,7
Szerves szén	374
<b>ebből takarmány</b>	
Nitrogén	49,9
Foszfor	6,94
Szerves szén	291

**50. táblázat:** 1 kg megtermelt halra eső, az elfolyó vízzel távozó nitrogén, foszfor és szerves szén mennyisége ( $\text{g halbiomassza}^{-1}$ )

<b>Nitrogén</b>	0,68
<b>Foszfor</b>	0,56
<b>Szerves szén</b>	23,5

Összességében megállapítható, hogy az intenzív halas medencék, az algás tó és az extenzív, nem takarmányozott halastó kombinációjából álló rendszer lehetővé tette az intenzív haltermeléssel kibocsátott tápanyagok részleges hasznosítását és a kezelt elfolyóvíz visszaforgatását. A kombinált rendszer a működése során képes volt a haltermelés igényeinek megfelelő vízminőség fenntartására.

## **5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK**

### **A tógazdasági haltermelés környezeti hatásának vizsgálata**

A vizsgálati eredményekből megállapítható, hogy a halastavak jelentős mennyiségű tápanyag visszatartására képesek. A vizsgálatba bevont halastavak ugyanis visszatartották a tavakba bekerült összes szerves szén mennyiségének átlagosan 74, a nitrogénnek 53 és a foszfornak 74%-át.

A halbiomassza-gyarapodással megkötött szerves szén, nitrogén és a foszfor összes bekerült tápanyagmennyiségek arányában átlagosan 6,8 %; 18,4 % és 10,4 % és volt.

A halastavak környezeti szerepét értékelve megállapítható, hogy a vizsgált halastavak képesek voltak javítani a természetes vizeink minőségét, azáltal, hogy átlagosan 48 %-kal kevesebb nitrogén és 62 %-kal kevesebb foszfor távozott a lecsapolásuk során, mint amennyi a vízfeltöltés és vízpótlás során a tavakba került. Ugyanakkor a halastavakból távozó víz átlagosan 78 %-kal több szerves anyagot tartalmazott, mint amennyi a feltöltő vízzel érkezett, a haltermelés által megnövekedett szerves lebegőanyag koncentrációk következtében.

A be- és elfolyóvíz nitrogén mérlegének esetében a tavak között jelentős eltérések mutatkoztak. Az eredmények alapján megállapítható, hogy az elfolyóvízzel távozó nitrogénmennyiség az üledék nitrogéntartalmától függött. A lecsapoláskor az elfolyóvízzel távozó nitrogén mennyisége azokban a tavakban haladta meg a vízfeltöltéssel érkezett mennyiségeket, ahol az üledékben kiugróan magas nitrogén koncentráció volt mérhető.

Megfigyeléseink igazolták azt, hogy a tógazdasági haltermelés azon kevés állattenyésztési technológiák egyike, melynek során a gazdálkodási tevékenység nem jelent komoly környezeti kockázatot. Sőt, az emberi táplálkozásban bizonyítottan egészséget fenntartó és javító halhús úgy állítható elő, hogy jelentős mértékben hasznosítjuk a más művelési ágak által kibocsátott, az ott nem hasznosult tápanyagokat.

A tógazdasági haltermelés során az intenzív állattenyésztési és haltermelési technológiáktól eltérően képesek vagyunk a megújuló természeti erőforrások hasznosítására. Megfelelő tógazdasági gyakorlat alkalmazásával, a tavi életközösségben

zajló folyamatokra építve a befogadó vizek terhelésének minimalizálásával folytatható gazdaságos haltermelés, összhangban a természeti környezettel.

### **Kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer vizsgálata**

Az integrált, intenzív és extenzív egységből álló haltermelő rendszer működése során jelentős mennyiségű szerves és szervesetlen tápanyagot volt képes visszatartani, elsősorban az extenzív halastóban zajló folyamatok révén. A kísérleti rendszerben a hektáronkénti átlagos tápanyag-visszatartás szerves szén esetében  $1935 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ , nitrogénél  $116 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ , foszfornál  $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$  volt. A vizsgált időszak alatt a rendszer visszatartotta az összes bevitt szerves szén 82 %-át, a nitrogén 62 %-át és a foszfor 73 %-át.

A szervesszén-, nitrogén- és foszformérlegből megállapítható, hogy a rendszerbe került tápanyagok jelentős, hagyományos tavi haltermelő rendszereket meghaladó mértékben hasznosultak a halhozam formájában. Az összes bekerült szerves szénnek 8,6 %-át, a nitrogénnek 27,4 %-át és a foszfornak 12,8 %-át hasznosította halbiomassza-gyarapodás formájában a rendszer.

A 21 ha területű kísérleti tavi rendszer sikeresen működött üzemi körülmények között. A tavak közötti vízforgatás eredményesnek bizonyult; biztosította a rendszer intenzív és extenzív részei közötti anyagforgalom. A vízforgatás eltávolította az intenzív tavakból, a tápetetés következtében, a rendszer egyéb részeihez képest fajlagosan magasabb szervesanyag-terhelést.

A tavi recirkulációs rendszer jól ötvözi az intenzív és az extenzív tavi haltermelés előnyeit. Az intenzív egység alkalmas magas népesítési sűrűségben értékes halfajok (afrikai harcsa, tilápia, tokfélék, lesőharcsa), illetve ponty intenzív nevelésére. Az extenzív egységben pontyra alapozott poli-, illetve bikulturás népesítési technológia alkalmazásával a hazai tógazdaságokat meghaladó hozamok érhetők el. A kombinált rendszer a meglévő, hagyományos tógazdálkodási építmények (telelő tavak és vízellátó berendezéseik, illetve nevelő tavak) összekapcsolásával viszonylag alacsony beruházási igény mellett biztosít kiemelkedő hozamokat.

Az intenzív és extenzív egységek közötti vízforgatással jelentősen csökkenthető volt a haltermelés vízigénye, valamint a környezet tápanyagterhelése. A technológia alkalmazása lehetőséget biztosít a magas szintű haltermelés folytatására a szigorodó

környezetvédelmi előírások betartása mellett is. A kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszerek szélesebb körű alkalmazása a fenntartható tavi halgazdálkodást és a vízi erőforrások kíméletes használatát szolgálja.

### **Osztott algás-halastó vízkezelő rendszer vizsgálata**

Az osztott rendszer visszatartotta a bekerült szerves szén 62 %-át, a nitrogén 57 %-át és a foszfor 77 %-át. A fajlagos szerves szén visszatartás 3,2-szer, a nitrogén visszatartás 9,3-szor, a foszfor visszatartás 13,1-szer haladta meg a kombinált intenzív-extenzív rendszerben mértet. A lehalászott haltömegben a vizsgált rendszer visszatartotta a bekerült szerves szén 31,9 %-át, a nitrogén 41,0 %-át és a foszfor 15,5 %-át.

Az intenzív vízkeverés elősegítette az algaprodukción, az elsődleges termelés lényegesen meghaladta a más tavi rendszerekben tapasztalt értékeket. Az osztott vízkezelő rendszer a vizsgált hagyományos halastavak és a kombinált intenzív-extenzív rendszert is lényegesen meghaladó mértékben volt képes a tápanyagok feldolgozására.

Az intenzív halas medencék, az algás tó és az extenzív, nem takarmányozott halastó kombinációjából álló rendszer lehetővé tette az intenzív haltermeléssel kibocsátott tápanyagtartalom részleges hasznosítását és a kezelt elfolyóvíz visszaforgatását. A kombinált rendszer a működése során képes volt a haltermelés igényeinek megfelelő vízminőség fenntartására.

Az integrált rendszerek a működésük során egyaránt képesek voltak a haltermelés igényeinek megfelelő vízminőség fenntartására, lehetővé tették az intenzív haltermeléssel kibocsátott tápanyagtartalom részleges hasznosítását és a kezelt elfolyóvíz visszaforgatását. Az osztott algás-halastó vízkezelő rendszer a kombinált intenzív-extenzív rendszert meghaladó vízkezelési hatékonysággal rendelkezett.

Az intenzív haltermelésből származó elfolyóvizek kezelésében fontos szerepük lehet a halastavaknak, mint természetes vízkezelő rendszereknek, amelyek egyúttal jelentős mennyiségű halhozam előállítására is képesek.

A tavi kiegészítő haltermelés révén a halhozamba beépített tápanyagok aránya is emelkedik, csökken az egységnyi haltermék előállításakor felhasznált tápanyag, valamint a haltermelés által kibocsátott hulladékok mennyisége. A bemutatott integrált

haltermelő rendszerek a haltömeg-gyapodás által visszatartott tápanyagok mennyiségét mintegy 5-10 %-kal képesek növelni.

A vízkezelés hatékonysága különböző technológiai megoldások alkalmazásával fokozható. A tápanyagok feldolgozásának sebességét a mesterséges levegőztetés és a tavak vizének keverése jelentősen növeli.

Az osztott rendszerű vízkezelő egység állandó levegőztetést és vízkeverést igényelt. Az osztott algás-halás rendszer esetében tisztázandó kérdésként merül fel, hogy milyen fajok alkalmazásával, illetve milyen technológiai beavatkozással növelhetnék a keletkező alga és baktériumbiomassza fogyasztását, tovább emelve a kiegészítő haltermelés által hasznosított tápanyagok arányát.

A természetközeli tavi vízkezelés hatékonyságát, eltérően a szabályozott körülmények között történő víztisztítástól, befolyásolja a környezeti tényezők változékonysága. Tisztázandó kérdésként merül fel a hőmérséklet és a fényintenzitás hatása a tápanyagok feldolgozásának sebességére, annak érdekében, hogy meghatározzuk a szezonális, illetve az időjárási változások hatásait a vízkezelés hatékonyságára.

További vizsgálatok szükségesek arra nézve, hogy C:N:P arány szabályozásával hogyan növelhető a tápanyagok eltávolításának hatékonysága.

A fenntartható haltermelés egyik döntő alapeleme a természeti erőforrások hosszú távú védelme. A kombinált haltermelő rendszerek alkalmazása lehetőséget teremt a magas hozamú intenzív haltermelés és a környezetkímélő gazdálkodás együttes folytatására. A kombinált rendszerek alkalmazása kielégíti a fenntartható haltermelési gyakorlattal szemben támasztott követelményeket:

- gazdaságosan, a piac által keresett haltermék állítható elő,
- mindez környezetbarát módon, főként a megújuló erőforrások felhasználásával történik,
- ugyanakkor a haltermelő rendszerben fontos szerepet töltenek be azok az alacsony táplálkozási szinteket kihasználó halfajok, amelyek az intenzív haltermelés „hulladékaiból” állítanak elő halfehérjét, ezáltal növelve a haltermelés által hasznosított tápanyagok mennyiségét és arányát.

Az értekezésem első részében, számos Magyarországi halastóra kiterjedt vizsgálat eredményeképpen bizonyítottam, hogy a hagyományos tavi haltermelés alapvetően környezetbarát tevékenység. Kimutattam, hogy a megfelelően karbantartott halastavak által kibocsátott elfolyóvíz nem terheli a befogadó vizeinket nitrogén és foszfor vegyületekkel, amelyek a természetes vizeink eutrofizálódásának fő okozói. Ugyanakkor a halastavak, illetve más vizes élőhelyek jelentős mennyiségű nitrogén és foszfor visszatartására és feldolgozására képesek. A tavi vízkezelés hatékony eszköze lehet a mezőgazdasági eredetű, elsősorban az intenzív halnevelésből származó tápanyagokkal terhelt elfolyóvizek kezelésére.

Az értekezésem második részében két különböző felépítésű kombinált haltermelő rendszert vizsgáltam. Kimutattam, hogy az extenzív halastó 1 hektárja alkalmas 5-6 tonna intenzíven nevelt haltömeg tartása során kibocsátott elfolyóvíz kezelésére. A vízkezelés hatékonysága vízforgatással és levegőztetéssel fokozható. Az algás és halastó egységre osztott vízkezelő rendszer 1 hektárja 12-18 tonna intenzíven nevelt haltömeg elfolyóvizének a kezelésére volt alkalmas. A kombinált haltermelő rendszerek alkalmazása alternatívát jelent a Magyarországon elterjedt környezetterhelő átfolyóvizes rendszerekkel szemben. A kombinált rendszerek alkalmasak az intenzív haltermelés által kibocsátott elfolyóvíz kezelésére, a kezelt víz visszaforgatására, miközben a kiegészítő haltermeléssel többlet jövedelmet képesek előállítani. A kombinált rendszerek alkalmazásával környezetbarát haltermelési gyakorlat folytatható, mert:

- az elfolyóvízzel kibocsátott tápanyagok mennyisége jelentősen kevesebb az átfolyóvizes rendszerekhez képest,
- a kezelt víz visszaforgatható, ami csökkenti a haltermelésre fordított vízmennyiséget,
- a vízkezelési folyamat során többlet haltömeg állítható elő, ezért a haltermelés tápanyag transzformációs hatékonysága jobb, mint az egyéb haltermelő rendszereké,

A halastóban történő vízkezelésnek azonban korlátai is vannak, amelyek a technológia hasznosíthatóságára is kihat: a vízkezelés szezonális jellegű, mivel a hatékonysága hőmérséklet csökkenésével romlik, illetve jelentős terület szükséges a megfelelő vízkezeléshez.

## Új tudományos eredmények

1. Megállapítottam a vizsgált haltermelő rendszerek fajlagos nitrogén, foszfor, szerves anyag terhelését és a relatív tápanyag-visszatartását. A vizsgált hagyományos halastavak visszatartották átlagosan a tavakba bekerült összes nitrogén 53 %-át, az összes foszfor 74 %-át és az összes szerves kötésű szén 74 %-át. A kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer visszatartotta a bekerült összes nitrogén 62 %-át, az összes foszfor 73 %-át és az összes szerves kötésű szén 82 %-át. Az osztott algás-halastó rendszer visszatartotta a bekerült összes nitrogén 57 %-át, az összes foszfor 77 %-át és az összes szerves kötésű szén 62 %-át.
2. Összehasonlítottam a vizsgált haltermelő rendszereket a befogadó vizekre gyakorolt hatásuk alapján. Kimutattam, hogy a vizsgált halastavakból a lecsapolás során az elfolyó vízzel átlagosan 43 és 62 %-kal kevesebb nitrogén és foszfor, ugyanakkor 78 %-kal több szerves kötésű szén távozott, mint amennyi a feltöltő vízzel és a vízpótlással a tavakba került. Rámutattam, hogy a halastavakból távozó elfolyóvíz minősége és a lehalászott haltömeg között a kapott eredmények alapján nincs szignifikáns összefüggés. A kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer esetében az elfolyóvízzel 59 és 37 %-kal kevesebb nitrogén és foszfor, azonban több mint háromszoros mennyiségű szerves kötésű szén távozott a rendszerből, mint amennyi oda a feltöltővízzel és vízpótlással bekerült. Az osztott algás-halastó rendszert ért nagy tápanyagterhelés miatt, a lecsapoláskor távozó víz minősége eltérően alakult a kombinált intenzív-extenzív rendszernél, illetve a hagyományos halastavaknál tapasztaltaktól. Az osztott algás-halastó rendszer esetében az elfolyóvízzel távozó tápanyagok mennyisége a szerves szén esetében 14-szer, a nitrogén esetében 4-szer, foszfor esetében közel 3-szor magasabb volt a befolyó vízzel érkezett mennyiségeknél.
3. Megállapítottam, hogy az intenzív és az extenzív haltermelés kombinációjával a halbiomasszában visszatartott tápanyagok mennyisége fokozható. Kimutattam, hogy a termelő halastavakban a tavakba bekerült összes nitrogénnek a 18,4 %-a, az összes foszfornak a 10,4 %-a és az összes szerves szénnek a 6,8 %-a akkumulálódott halbiomassza-gyarpodás formájában. A kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszerben a halbiomassza-gyarpodással az összes bekerült nitrogén 27,4 %-a, az összes foszfor 12,8 %-a és az összes szerves kötésű szén 8,6 %-a

hasznosult. Az osztott algás-halastó rendszer a lehalászott haltömegben visszatartotta a rendszerbe bekerült összes nitrogén 41,0 %-át, az összes foszfor 15,5 %-át és az összes szerves kötésű szén 31,9 %-át.

4. Az elsődleges termelés mértéke a nagy tápanyag-terhelésű, kevert vizű, osztott algás-halastó rendszerben többszörösen meghaladta a kombinált intenzív-extenzív rendszerben számítottat. A kombinált intenzív-extenzív rendszerben a bruttó elsődleges termelés átlagos mértéke  $3,1 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ , ezzel szemben az osztott algás-halastó rendszerben átlagosan  $14,8 \text{ g C m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$  volt. A kombinált intenzív-extenzív rendszer extenzív tavában a bruttó elsődleges termeléssel megkötött szerves szén mennyiségének az 5,1 %-a, az osztott algás-halastó rendszer halastó egységében 5,8 %-a akkumulálódott halbiomassza-gyarapodás formájában.
5. Kiszámítottam a vizsgált haltermelő rendszerek esetében a haltermelés során az élő halbiomassza előállítására fajlagosan felhasznált tápanyagok mennyiségét és a fajlagos tápanyag kibocsátást. Megállapítottam, hogy a vizsgált halastavakban 1 kg halhozam előállításakor átlagosan 1328 g szerves kötésű szén, 120 g nitrogén és 14 g foszfor került felhasználásra, ugyanakkor az elfolyóvízzel a halastavak átlagosan 289 g szerves kötésű szenet, 24 g nitrogént és 2,4 g foszfort bocsátottak ki. A kombinált intenzív-extenzív rendszerben 1 kg halhozam előállításakor 1146 g szerves kötésű szenet, 90 g nitrogént és 16 g foszfort használtunk fel. A kombinált intenzív-extenzív rendszer 1 kg hal előállítása során átlagosan 88 g szerves kötésű szenet, 6,3 g nitrogént és 1,9 g foszfort bocsátott ki az elfolyóvízzel. Az osztott algás-halastó rendszerben 1 kg halhozam előállításakor 374 g szerves kötésű szén, 70 g nitrogén és 16 g foszfor került felhasználásra, ugyanakkor a rendszer 1 kg halhozamra vetítve az elfolyóvízzel 24 g szerves kötésű szenet, 0,7 g nitrogént és 0,6 g foszfort bocsátott ki. Az osztott algás-halastó rendszer által a haltermelés során a fajlagosan felhasznált és az elfolyóvízzel fajlagosan kibocsátott tápanyagok mennyisége lényegesen alacsonyabb volt, mind a hagyományos halastavi haltermelésnél, mind a kombinált intenzív-extenzív rendszerben számított mennyiségeknél.

## 6. ÖSSZEFOGLALÁS

A vízi erőforrások fokozott védelmének igénye világszerte elősegítette a környezetbarát haltenyésztési technológiák fejlesztését. A fenntartható fejlődés biztosításának egyik alapvető feltétele a természeti erőforrások kíméletes hasznosítása, a természeti környezet minőségének megőrzése és javítása. Mivel a halászat az egyik legfontosabb természeti erőforrásunknak, a víznek a közvetlen hasznosítója, a tógazdasági haltermelés fejlesztése során is kiemelten kell foglalkozni a vízi erőforrások kíméletes és takarékos felhasználásával, illetve a vízi környezet védelmével.

A haltermelés elfolyóvize által okozott negatív környezeti hatások csökkentése érdekében jelentős erőfeszítések történtek, úgymint a recirkulációs üzemekben a biofilterek használata, vizes élőhelyek és ülepítő tavak alkalmazása, valamint speciális elfolyóvíz kezelő berendezések beépítése. Az intenzív haltenyésztés elfolyóvize extenzív halastavakban is kezelhető, ahol a felesleges tápanyagok eltávolítása biológiai folyamatok segítségével zajlik, miközben a tápanyagok egy része halhússá alakul át.

A munkám célja integrált, környezetbarát haltermelési technológia fejlesztése és vizsgálata volt, amely alkalmas az intenzív haltermelésből származó felesleges tápanyagok újbóli felhasználására. A disszertációmban a hagyományos tógazdasági haltermelés tápanyagforgalmát és környezeti hatásait mértem fel és vettem össze két integrált rendszerrel. Az első esetben egy olyan kapcsolt rendszert vizsgáltam, ahol az intenzív haltermelő egységből származó elfolyóvíz közvetlenül hasznosult egy extenzív halastóban. A másik integrált rendszer esetében a többlet tápanyag feldolgozása egy osztott, algás és halastó egységből álló vízkezelő rendszerben történt.

A különböző típusú haltermelési rendszerek összekapcsolásával csökkenthető a haltermelés vízigénye és a környezetbe kibocsátott szerves és szervetlen tápanyagterhelés, miközben egységnyi takarmány felhasználásával több hal állítható elő. Munkám során vizsgáltam különböző akvakultúrás rendszerekbe bejuttatott tápanyagok hasznosulását, valamint a tavi haltermelő rendszerek és környezetük közötti tápanyagforgalmi kölcsönhatásokat, a haltermelésre felhasznált tápanyagok hatékonyságának javítása érdekében, az alábbiak szerint:

- Magyarországi halastavak vízminőségének vizsgálata, a tógazdasági haltermelés környezeti hatásainak felmérése, a termelő halastavak és környezetük közötti tápanyagforgalmi kölcsönhatások vizsgálata;
- Kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszer vízminőségének, valamint a tavak üledékében található tápanyagok mennyiségének folyamatos vizsgálata hároméves kísérleti periódus alatt üzemi kísérletben;
- Kombinált intenzív-algás-halastavi rendszer vízminőségének folyamatos vizsgálata félüzemi kísérletben;
- A vizsgált akvakultúrák rendszerek tápanyagmérlegének összeállítása, a halbiomasszába beépített tápanyagok mennyiségének és a haltermelés tápanyag kibocsátásának becslése.

A vizsgálatot különböző tógazdálkodást folytató körzeteket jellemző, eltérő nagyságú és népesítési szerkezetű halastavakon végeztem. Vizsgáltam a halastavakba bejutó és onnan távozó nitrogén, foszfor és szerves anyag mennyiségeket, azok forrásait, valamint a halastavak által a befogadó vizekre gyakorolt tápanyagterhelés mértékét. Megállapítottam, hogy a vizsgált halastavak jelentős mennyiségű tápanyag feldolgozására voltak képesek, visszatartották a bekerült összes nitrogén mennyiségének átlagosan 53, a foszfornak 74, a szerves szénnek 74 %-át. A halastavak környezeti szerepét értékelve megállapítottuk, hogy képesek javítani a természetes vizeink minőségét, azáltal, hogy kevesebb nitrogén és foszfor távozott a lecsapolásuk során az elfolyó vízzel, mint amennyit a vízfeltöltés és vízpótlás során befogadtak.

A kombinált intenzív-extenzív tavi haltermelő rendszert hároméves kísérlet során vizsgáltam. A vizsgált tórendszer öt kisméretű, összesen 1 ha területű és 1,5 m vízmélységű intenzív termelő tóból és egy 20 ha területű, 1 m vízmélységű extenzív művelésű tóból állt. Az intenzív tavak és az extenzív tó között folyamatos vízforgatás történt, a víz tartózkodási ideje az extenzív tóban hozzávetőlegesen 60 nap volt. A hároméves működés során az összes bekerült szerves szén 81,5 %-át, a nitrogén 54,7 %-át és a foszfor 72,2 %-át tartotta vissza a rendszer. Az összes tápanyagbevitelnek csak kis hányada került kibocsátásra a környezetbe a lehalászás és a tavak lecsapolása során.

Az intenzív haltermelésből származó elfolyóvizek kezelésének és újrahasznosításának a lehetőségeit vizsgáltuk egy kombinált, algás tóból és extenzív halastóból álló rendszerben is. A kombinált haltermelő-algás rendszer három részből állt: intenzív halnevelő medencékből, algás tóból, illetve egy halastóból. A kombinált rendszer intenzív halnevelő medencéinek együttes térfogata 8 m<sup>3</sup> volt. A vízkezelő rész algás és halastava egyenként 150 m<sup>2</sup> területű beton medencékben került kialakításra. A rendszerben forgatott víz tartózkodási ideje az intenzív medencékben, az algás tó és a halastóban 0,1; 1,9 és 3,2 nap volt. Az osztott rendszer visszatartotta a bekerült szerves szén 62 %-át, a nitrogén 57 %-át és a foszfor 77 %-át. Az osztott vízkezelő rendszer a vizsgált hagyományos halastavak és a kombinált intenzív-extenzív rendszert is lényegesen meghaladó mennyiségű tápanyagok feldolgozására volt képes.

Az intenzív és extenzív haltermelés összekapcsolása jelentősen csökkentette a tápanyag-kibocsátást a természetes vizekbe. A vizsgált haltermelő rendszerek által felhasznált és kibocsátott tápanyagok mennyiségét a 51. táblázatban foglaltam össze.

**51. táblázat:** A vizsgált rendszerek által a haltermelés során felhasznált és kibocsátott tápanyagok mennyisége és a fajlagos vízfelhasználás

	<b>Halastavak</b>	<b>Kombinált intenzív-extenzív rendszer</b>	<b>Osztott algás- halastó vízkezelő rendszer</b>
<b>1 kg hal előállításakor felhasznált összes tápanyag (g kg halbiomassza<sup>-1</sup>)</b>			
Nitrogén	120±37,9	90,4±15,45	69,7
Foszfor	24,1±22,5	16,0±1,40	15,7
Szerves szén	1318±341	1146±107	374
<b>ebből takarmány eredetű tápanyag (g kg halbiomassza<sup>-1</sup>)</b>			
Nitrogén	50,1±14,9	55,1±5,66	49,9
Foszfor	7,29±1,76	9,91±2,13	6,94
Szerves szén	975±233	922±61,4	291
<b>1 kg megtermelt halra eső tápanyag kibocsátás (g kg halbiomassza<sup>-1</sup>)</b>			
Nitrogén	23,7±27,1	6,35±3,01	0,68
Foszfor	2,40±2,66	1,86±1,57	0,56
Szerves szén	289±388	87,9±45,7	23,5
<b>1 kg hal előállításakor felhasznált vízmennyiség (m<sup>3</sup> kg halbiomassza<sup>-1</sup>)</b>			
	24,3±14,2	9,67±2,35	1,28

## **7. SUMMARY**

The demand for protection of natural resources has stimulated the development of environmental friendly aquaculture technologies all over the world. As a consequence, the protection of aquatic environment and the reduction of the negative impacts of aquaculture on the environment have become a major concern. Since fish production uses directly the water being one of the most important natural resources, hence in aquaculture development special attention should be given to the innovation of environmental friendly and water saving technologies.

Considerable efforts are being made for minimising the negative impact of fish farm effluents on the environment, like the use of recirculation systems with biofilters, the application of wetland systems and sedimentation ponds, and special equipment for effluent treatment. The effluents from intensive fish production systems can also be treated in extensive fishponds, where the excess nutrients are removed by biological processes and a part of the nutrients are converted into fish biomass.

The objective of the present work was to develop integrated, environmental friendly fish production technology, suitable for the processing and reusing of the excess nutrients from intensive fish culture. In this work the nutrient cycling and environmental impacts of traditional pond culture were assessed and compared with two integrated fish production technologies. In the first case such kind of combined system was investigated where the effluent from intensive fish production were utilised in an extensive fishpond ecosystem directly. The other integrated system was developed for the purification and re-use of effluent water from intensive fish production in combined algal pond and fishpond units.

By the combination of different fish production systems the water demand and nutrient loading to the environment can be decreased, whilst the nutrient utilization for fish production increased. During the course of my study I evaluated the nutrient utilisation in the production systems, and investigated the interaction of fish production systems and their surrounding natural environment, towards increasing the recovery of applied nutrients into fish biomass, according to the following:

- Surveying of water quality of fishponds, and determine the impact of fishponds on the nutrient loads of receiving waters and evaluate the nitrogen, phosphorus and

organic matter budget of the fishponds representing different technologies and geographic areas.

- Describe the water and sediment quality and evaluate the water purifying capacity of the Combined Intensive-Extensive Pond System through the analysis of the organic carbon, nitrogen and phosphorus budgets in a three-year-long experiment.
- Survey of the water quality of the Combined Algae-Aquaculture System in a pilot scale experiment.
- Compilation and comparison of the nutrient budget of the investigated production systems, evaluation of nutrient recovery and discharge.

Fishponds, representing different technologies, sizes and areas were investigated. The nitrogen, phosphorus and organic matter discharge of fishponds was surveyed. Inputs and outputs of nutrient quantity of fishponds, as well as their sources were described. The impact of a fishpond on the nutrient loads of receiving water bodies was determined. The investigations of this study were to determine and evaluate the nitrogen, phosphorus and organic matter budget of the fishponds. The investigated fishponds were able to retain high amount of nutrients. The retained nutrients represented on an average 53 % of nitrogen, 74 % of phosphorus and 74 % of organic carbon introduced into the fishponds. By the estimation of environmental impacts of fishpond, it can be stated that the fishponds are able to improve the quality of the inflow water, therefore less nitrogen and phosphorus compounds are discharged by the effluents into the environment than introduced into the fishponds with water intake.

A Combined Intensive-Extensive Pond System developed for the purification and re-use of intensive fishpond effluent water was studied during a three-year experimental period. The investigated pond system consisted five small-size intensive ponds of 1 ha total water surface area with 1.5 m water depth and a 20 ha extensive pond with 1.0 m average water depth. The water was circulated between the intensive and extensive ponds with around 60 days retention time in the extensive treatment pond. During the three-year test period 81.5 % of organic carbon, 54.7 % of nitrogen and 72.2 % of phosphorus were retained by the system as percentage of the total input of each nutrient. Only small percentage of the total nutrient input was discharged into the environment during fish harvest.

The possibilities of treatment and reuse of intensive fish culture effluents in a combined algal-fishpond system were investigated. The combined pilot scale experimental system consisted of three different compartments: tanks for intensive fish production, an algal pond and a fishpond. The total volume of the fish tanks was 8 m<sup>3</sup>. The water depth was 0.6 and 1 m in the algal and fishpond units, respectively. The water surface area was 150 m<sup>2</sup> of the algal and fishpond unit, each. The hydraulic retention time was 0.1, 1.9 and 3.2 day in the intensive fish tanks, the algal pond and the fishpond, respectively. The retained nutrients represented 62 % of the organic carbon, 57 % of the nitrogen and 77 % of the phosphorus introduced into the combined aquaculture system. The combined system could remove larger amount of nutrients than the traditional fishponds and combined intensive-extensive production system.

The combination of intensive and extensive fishponds with water recirculation resulted in significant reduction of nutrient discharge to the surrounding aquatic environment. The amounts of utilised and discharged nutrients by the fish production system are summarised in the Table 52.

**Table 52.** The utilised and discharged nutrients of fish production and water consumption of the investigated systems

	<b>Fishponds</b>	<b>Combined Intensive-Extensive System</b>	<b>Combined Alga-Aquaculture System</b>
<b>Utilised nutrients to produce 1 kg fish (g kg fish biomass<sup>-1</sup>)</b>			
Nitrogen	120±37.9	90.4±15.45	69.7
Phosphorus	24.1±22.5	16.0±1.40	15.7
Organic carbon	1318±341	1146±107	374
<b>Utilised fish food nutrients to produce 1 kg fish (g kg fish biomass<sup>-1</sup>)</b>			
Nitrogen	50.1±14.9	55.1±5.66	49.9
Phosphorus	7.29±1.76	9.91±2.13	6.94
Organic carbon	975±233	922±61.4	291
<b>Discharged nutrients by 1 kg produced fish (g kg fish biomass<sup>-1</sup>)</b>			
Nitrogen	23.7±27.1	6.35±3.01	0.68
Phosphorus	2.40±2.66	1.86±1.57	0.56
Organic carbon	289±388	87.9±45.7	23.5
<b>Water consumption to produce 1 kg fish (m<sup>3</sup> kg fish biomass<sup>-1</sup>)</b>			
	24.3±14.2	9.67±2.35	1.28

## 8. SZAKIRODALOM JEGYZÉKE

- ABELIOVICH, A. (1980): Factors limiting algal growth in high-rate oxidation ponds. In: Algal Biomass. Eds. SHELEF, G., SOEDER, C.J. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, 205-215. p.
- ALABASTER, J. S. (1982): A survey of fish-farm effluents in some EIFAC countries. EIFAC Technical Paper 41. FAO, Rome, 5-19. p.
- ANDERSSON, G., BERGGREN, G., CRONBERG, G., GELIN, C. (1978): Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water quality in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*. 59. 9–15. p.
- AOTA, Y., NAKAJIMA, H. (2000): Mathematical analysis on coexistence conditions of phytoplankton and bacteria system with nutrient recycling. *Ecological Modeling*. 135. 17-31. p.
- APHA (1998): Standard methods for the examination of water and waste water. American Public Health Association, Washington D.C.
- AVNIMELECH, Y. (1999): Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. *Aquaculture*. 176. 227-235. p.
- AVNIMELECH, Y. (2006): Bio-filters: The need for a new comprehensive approach. *Aquacultural Engineering*. 34. 3. 172-178. p.
- AVNIMELECH, Y., LACHER, M. (1979): A tentative nutrient balance for intensive fish ponds. *Bamidgeh*. 31. 3-8. p.
- AVNIMELECH, Y., MOKADY, S. (1988): Protein biosynthesis in circulated fishpond. In: 2<sup>nd</sup> International Symposium on Tilapia Aquaculture. Eds. PULLIN, R. S. V., BHUKASWAN, T., TONGUTHAI, K., MACLEAN, J. L., ICLARM, Conference Proceedings 15, 301-309. p.
- AVNIMELECH, Y., MOKADY, S., SCHROEDER, G. L. (1989): Circulated ponds as efficient bioreactors for single-cell production. *Bamidgeh*. 41. 2. 58-66. p.
- 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., KOCHVA, M., HARGREAVES, A. (1999): Sedimentation and Resuspension in Earthen Fish Ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*. 30. 4. 401–409. p.
- AVNIMELECH, Y., RITVO, G., (2003): Shrimp and fish pond soil: processes and management. *Aquaculture*. 220. 549-567. p.
- AVNIMELECH, Y., WEBER, B., HEPHER, B., MILSTEIN, A., ZORN, M. (1986): Studies in circulated fish ponds: organic matter recycling and nitrogen transformation. *Aquaculture and Fisheries Management*. 17. 231-242. p.
- AZIM, M. E. (2001): The potential of periphyton-based aquaculture production systems. Ph.D. Thesis, Wageningen University, The Netherlands. 1-218. p.
- BECKER, E. W., (1986): Nutritional properties of microalgae: potentials and constrains. In: *Handbook of microalgal mass culture*. Ed. RICHMOND, A., CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 339-420. p.
- BENNDORF, J. (1987): Food Web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration?. *Schweiz. Z. Hydrol.* 49 237-248. p.
- BERARD, A., VOLAT, B., MONTUELLE, B., (1995): Bacterial activity and its trohic role in eutrophic pond. *Archive für Hydrobiologie*. 134. 499-513. p.
- BEVERIDGE, M. C. M., SIDAR, P. K., FRERICHS, G. N., MILLAR, S., (1991): The ingestion of bacteria in suspension by the tilapia *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture*. 81. 373-378. p.
- BÍRÓ P. (1995): Management of pond ecosystems and trophic webs. *Aquaculture*. 129. 373-386. p.
- BITTERLICH, G. (1985): The nutrition of stomachless phytoplanktivorous fish in comparison with tilapia. *Hydrobiologia*. 121. 173-179. p.
- BITTERLICH, G., GNAIGER, E., (1984): Phytoplanktivorous or omnivorous fish? Digestibility of zooplankton by silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val). *Aquaculture*. 40. 261-263. p.
- BOCZ E. (1992): Szántóföldi növénytermesztés. Mezőgazda Kiadó, Budapest: 95. p.
- BOROWITZKA, M. A. (1998): Limits to growth. In: *Wastewater treatment with algae*. Eds. WONG Y-S., TAM N. F. Y., Springer, Berlin, Germany, 203-226. p.
- BOYD, C. E. (1985): Chemical budgets of channel catfish ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114. 291-298. p.
- BOYD, C. E. (1990): *Water Quality in Ponds for Aquaculture*. Birmingham Publishing Company, Birmingham, AL, 482. p.

- BREUKELAAR, A. W., LAMMENS, E. H. R. R., KLEIN-BRETELER, J. G. P., TÁTRAI, I., (1994): Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biol.* 32. 113-121. p.
- BRUNE, D. E., SCHWARTZ, 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. p.
- BUCK, D. H., BAUR, R. J., ROSE, R. C. (1978): Utilization of Swine Manure in a Polyculture of Asian and North American Fishes. *Transactions of the American Fisheries Society.* 107. 216–222. p.
- CARPENTER, R. L., COLEMAN, M. S., JARMAN, R. (1976): Aquaculture as an alternative wastewater treatment In: *Biological Control of Water Pollution.* Eds. TOURBIER, J., PIERSON, R. W., Univ. of Pennsylvania Press Inc., Philadelphia, PL, 215-224. p.
- CARPENTER, S. R., KITCHELL, J. F., HODGSON, J. R. (1985): Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience.* 35. 634-639. p.
- CHANG, W. Y. B. (1987): Fish culture in China. *Fisheries.* 12. 3. 12-15. p.
- CID, A., ABALDE, J., HERRERO, C. (1992): High yield mixotrophic cultures of the marine microalga *Tetraselmis suecica* (Kylin) Butcher (Prasinophyceae). *Journal of Applied Phycology.* 4. 31-37. p.
- CIMBLERIS, A. C. P., KALFF, J. (1998): Planctonic bacterial respiration as a function of C:N:P ratios across temperate lakes. *Hydrobiologia.* 384. 1-3. p.
- COLT, J., ARMSTONG 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.
- COSTA-PIERCE, B. A. (1998): Preliminary investigation of an integrated aquaculture-wetland ecosystem using tertiary-treated municipal wastewater in Los Angeles County, California. *Ecological Engineering.* 10. 341-354. p.
- CREMER, M.C., SMITHERMAN R.O. (1975): Food habits of silver carp and bighead carp in ponds and cages. *Aquaculture.* 20. 57-64. p.
- CROMAR, N. J., FALLOWFIELD, H. J., MARTIN, N. J. (1996): Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in high rate algal pond operated by continuous culture. *Water Science and Technology.* 34. 11. 133-140. p.

- DARLEY, W. M. (1982): Algal biology: A physiological Approach. Basis Microbiology. Vol. 9. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 168. p.
- DÉVAI Gy., DÉVAI, I., FELFÖLDY L., WITTNER I. (1992): A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. 4. 29-48. p.
- DIAB, S., KOCHBA, M., MIRES, D., AVNIMELECH, Y. (1992): Combined intensive-extensive (CIE) pond system A: inorganic nitrogen transformations. Aquaculture. 101. 33-39. p.
- DONÁSZY E. (1958): Szennyvíz-halastó. Halászat. 5. 1. 2. p.
- DONÁSZY E. (1965): A halastavas szennyvíztisztítás elvi kérdései. Hidrológiai Közlöny. 4. 173-178. p.
- DRAPCHO, C. M., BRUNE, D. E. (2000): The partitioned aquaculture system: impact of design and environmental parameters on algal productivity and photosynthetic oxygen production. Aquacultural Engineering. 21. 151-168. p.
- DUMAS, A., LALIBERTE, G., LESSARD, P., DE LA NOUE, J. (1998): Biotreatment of fish farm effluents using the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. Aquacultural Engineering. 17. 57-68.p.
- EDWARDS, P. (1993): Environmental issues in integrated ariculture-aquaculture and wastewater-fed fish culture systems. In: Environment and aquaculture in developing countries. Eds. PULLIN, R. S. V., ROSENTAL, H., MACLEAN, J. L., ICLARM Conference Proceedings 31, 139-170. p.
- EGERSZEGI Gy. (1982): Halastavak vízminőségi hatásai és annak jogi következményei. Halászat. 28. 4. 99-102. p.
- ELEKES K. (1983): Szennyvíz elhelyezése halasított tározókban és halastavakban. Halászat. 29. 4. 125-126. 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.
- EL SAMRA, M. I., OLÁH, J. (1979): Significance of nitrogen fixation in fish ponds. Aquaculture. 18. 367-372. p.
- ERŐS P. (1960): A tógazdasági többlettermelés útjai (3. trágyázás). Halászat. 7. 12. p. 223.

- FALLOWFIELD H. J., GARRETT M. K. (1985): The photosynthetic treatment of pig slurry in temperate climatic conditions: A pilot plant study. *Agricultural Wastes*. 12. 490-506. p.
- FEKETE J., GIPPERT P. (1988): Takarmányozási táblázatok. In: Takarmányozástan. Szerk. KAKUK T., SCHMIDT J., Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 56. pp.
- FELFÖLDY L. (1977): Elsődleges termelés. In: Hidrobiológiai Továbbképző Tanfolyam, Tihany. 1976. nov. 1-6. és 1977. ápr. 18-22., Szerk: FELFÖLDY L., Magyar Hidrológiai Társaság, Budapest, 321. p.
- FELFÖLDY L. (1981): A vizek környezettana, Általános hidrobiológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 290. p.
- FELFÖLDY L. (1987): Biológiai vízminősítés. *Vízügyi hidrobiológia* 16. Vízgazdálkodási Intézet, Budapest, 258. p.
- GÁL D., KEREPECZKI É., SZABÓ P., PEKÁR F. (2003): Halastavak környezeti terhelésének vizsgálata: nitrogénmérleg és nitrogén kibocsátás. *Hidrológiai Közlöny*. 83. 1-12. 52-54. p.
- GARCIA J., MUJERIEGO R., HERNANDEZ-MARINE M. (2000): High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. *Journal of Applied Phycology*. 12. 331-339. p.
- GHOSH, C., FRIJNS, J., LETTINGA G. (1999): Performance of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) dominated integrated post treatment system for purification of municipal waste water in a temperate climate. *Bioresource Technology*. 69. 3. 255-262. p.
- GOLDMAN J. C., STANLEY H. I. (1974): Relative growth of different species of marine algae in wastewater-seawater mixtures. *Marine Biology*. 28. 17-25. p.
- GOPHEN, M. (1990): Summary of the workshop on perspectives of biomanipulation in inland waters. In: *Trophic Relationship in Inland Waters. Development in Hydrobiology*, Vol. 53. Eds: BÍRÓ, P., TALLING, T. F., Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands, 315-318. p.
- GREEN, B. W., PHELPS, R. P., ALVARARENGA, H. N. R. (1989): Chemical budgets for organically-fertilized fish ponds in the dry tropics. *Journal of World Aquaculture Society*. 26. 37-42. p.
- 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. p.
- HAMMOUDA O., GABER A., ABDEL-RAOUF N. (1995): Microalgae and wastewater treatment. *Exotoxicology and Environmental Safety*. 31. 3. 205-210. p.
- HANCZ Cs. (2000): Haltakarmányozás. In: Halbiológiai és haltenyésztés. Szerk: HORVÁTH L., Mezőgazda Kiadó, Budapest, 276-294. p.
- HARGREAVES, J. A. (1998): Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*. 166. 181-212. p.
- HARTIG, P., GROBBELAR, J. U., SOEDER, C. J., GROENEWEG, J. (1988): On the mass culture of microalgae: Aerial density as an important factor for achieving maximal productivity. *Biomass*. 15. 211-221. p.
- HENZE, M., HARREMOES, P., JENSEN, J., ARVIN, E. (2002): Wastewater treatment, biological and chemical process. Third edition. Springer Verlag, Berlin, Germany. 430. p.
- HEPHER, B., MILSTEIN, A., LEVENTER, H., TELSCH, B. (1989): The effect of fish density and species combination on growth and utilization of natural food in ponds. *Aquaculture and Fisheries Management*. 20. 59-71. p.
- HERODEK S., TÁTRAI I., OLÁH J., VÖRÖS L. (1989): Feeding experiments with silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) fry. *Aquaculture*. 83. 331-344. p.
- HORVÁTH L., TAMÁS G., TÖLG I. (1984): Tógazdasági tenyészanyag-termelés. Akadémiai Kiadó, Budapest, 148. p.
- HRBACEK, J. (1969): Relations between some environmental parameters and fish yield as a basis for a predictive model. *Int. Ver. Theor. Ange. Limnol. Verh.*, 17. 1069-1081. p.
- HU Q., RICHMOND, A. (1994): Optimizing the population density in *Isochrysis galbana* grown outdoors in a glass column photobioreactor. *Journal of Applied Phycology*. 6. 391-396. p.
- HUET, M. (1970): *Traité de Pisciculture*. Ch. de Wijangert, Bruxelles, 718 p.
- IWMI (2000): Water Issues for 2025: A research perspective. The contribution of the International Water Management Institute to the World Water Vision for food and rural development. IWMI, Colombo, Sri Lanka. Web pages: <http://www.iwmi.org>
- 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.
- JIMENEZ-MONTEALEGRE, R., VERDEGEM, M., ZAMORA, J. E., VERTE, J., (2002): Organic matter sedimentation and resuspension in tilapia (*Oreochromis niloticus*) ponds during a production cycle. Aquacultural Engineering. 26. 1-12. p.
- KAWASAKI, L. Y., TARIFENO-SILVA, E., YU, D. P., GORDON, M. S., CHAPMAN, D. J. (1982): Aquacultural approaches to recycling of dissolved nutrients in secondarily treated domestic wastewater – I. Nutrient uptake and release by artificial food chains. Water Research 16. 37-49. p.
- KELLERMANN M., PÓCSI L. (1976): Halastavi pecsenyekacsa-nevelés. Halászat. 22. 2. 48-49. p.
- KEREPECZKI, É., GÁL, D., SZABÓ, P., PEKÁR, F. (2003): Preliminary investigations on the nutrient removal efficiency of a wetland-type ecosystem. Hydrobiologia 506. 665-670. p.
- KESTEMONT, P. (1995): Different systems of carp production and their impacts on the environment. Aquaculture. 129. 347-372. p.
- KISS K. M., DEÁK Cs., BORICS G., LAKLATOS 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.
- 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.
- KNUD-HANSEN, C. F., BATTERSON, T. R., MCNABB, C. D., HARRAT, I. S., SUMANTADINATA, K., Eidman, H. M. (1991): Nitrogen input, primary productivity and fish yield in fertilized freshwater ponds in Indonesia. Aquaculture. 94. 49-63. p.
- KOVÁCS, Gy., OLÁH. J. (1984): Silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) dominated domestic sewage oxidation pond technology. Aquacultura Hungarica. 4. 149-155. p.
- KOVÁCS Gy., OLÁH J., TÓTH L. (1979): Fonyódi szennyvízoxidációs halastavi technológia. Tudományos tanácskozás, Szarvas. 30-31. p.
- KÖRMENDI S. (1984a): A hígtrágya stabilizációs- és halastavakban történő tisztítása modellkísérletekben. XXVI. Hidrobiológus Napok, Budapest, 29-30. p.

- KÖRMENDI S. (1984b): Ivadéknevelés hígrágyahasznosító modelltő rendszerekben. IX. Halászati Tudományos tanácskozás, Szarvas, 13-14. p.
- KROM, M. D., PORTER, C., GORDIN, H. (1985): Nutrient budget of a marine fishpond in Eliat, Israel. *Aquaculture*. 51. 65-80. p.
- KUZNETSOV, Y. A. (1977): Consumption of bacteria by silver carp. *Journal of Ichtilology*. 17. 398-404. p.
- LAKATOS, Gy. 1998. Constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. In: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Ed. VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P. F., GREEN, M. B., HABERL, R., Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. 191-206. p.
- LAKATOS, Gy. KISS, K. M., KISS, M., JUHÁSZ, P. (1997): Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. *Water Science and Technology*. 35. 5. 331-336. p.
- LAKATOS, Gy., KISS, M., MÉSZÁROS, I. (1999): Heavy metal content of common reed (*Phragmites australis* /Cav./ Trin. ex Steudel) and its periphyton in Hungarian shallow standing waters. *Hydrobiologia*. 415. 47-53. p.
- LAMARRA, V. A. (1975): Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 19. 2461-2468. p.
- LAWS, E., WEISBURD, S. J. (1990): Use of silver carp to control algal biomass in aquaculture ponds. *The Progressive Fish-culturist*. 52. 1-8. p.
- LEVENTER, H. (1979): Biological control of reservoirs by fish. Mekorth Water Co., Jordan District Central Laboratory of Water Quality, Nazareth Elit, Israel, 72. p.
- 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.
- LIANG, Y., MELACK, J. M., WANG, J. (1981): Primary production and fish yield in Chinese ponds and lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110. 346-350. 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. Eds. PULLIN, R. S. V., BHUKASWAN, T., TONGUTHAI, K., MACLEAN, J. L., Department of Fisheries, Bangkok, Thailand, and International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, 53-58. p.

- LIU, J.X., CAI, Q. (1998): Integrated aquaculture in Chinese lakes and paddy fields. *Ecological Engineering*. 11. 48-59. p.
- LUEDERITZ, V., ECKERT, E., LANGE-WEBER, M., LANGE, A., GERSBERG, R. M. (2001): Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 18. 157-171. p.
- LUND, J. W. G., TAILING, J. F. (1957): Botanical limnological methods with special reference to the algae. *Botanical review*. 28. 489-583. p.
- MÁTYÁS K. (2005): Különböző halállományok hatása sekély, hipertróf vízterek állapotára. Doktori Értekezés, Debreceni Egyetem, 129 p.
- MAUCHA R. (1942): A vízi élettér egyensúlya. *Magyar Biol. Kut. Munk.* 14. 192-230. p.
- MAUCHA R. (1947): Újabb szempontok a vizek termőképességének megállapítására. *Magyar Kémikusok Lapja*. 2. 293-354. p.
- MAUCHA R. (1954): A napfény és a halhúshozam. *Halászat*. 1. 9. 3. p.
- McCARTHY, J. J. (1981): The kinetics of nutrient utilization. In: *Physiological bases of phytoplankton ecology*. Ed. PLATT, T. J., Can. Fish. Res. Board Bull, Ottawa, Canada, 211-233. p.
- McCARTHY, J. J., TAYLOR, W. R., TAFT, J. L. (1997): Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesapeake Bay I. Nutrient availability and phytoplankton preferences. *Limnology and Oceanography*. 22. 6. 996-1011. p.
- McCONNEL, W. J. (1962): Productivity relations in carbon microcosm. *Limnology and Oceanography*. 7. 335-343. p.
- McCONNEL, W. J. (1963): Primary productivity and fish harvest in a small desert impoundment. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110. 346-350. p.
- McCONNEL, W. J., LEWIS, S., OLSON, J. E. (1977): Gross photosynthesis as an estimator of potential fish production. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106. 5. 417-423. p.
- MELACK, J. M. (1976): Primary productivity and related fish yields in intensively manured fish ponds. *Aquaculture*. 17. 335-344. p.
- MILSTEIN, A. (1990): Fish species interactions. EIFAC/FAO Symposium on Production Enhancement in Still Water Pond Culture, 15-18 May 1990, Prague, Czechoslovakia, 20. p.
- MILSTEIN, A., LEV, O. (2004): Periphyton based aquaculture test in the first organic-certified tilapia farm in the world. *Aquaculture Europe 2004. „Biotechnologies for quality”*, Abstarct Book, 2004. Oct. 20-23. Barcelona, Spain, 577-578. p.

- MIRES, D. (1995): Aquaculture and the aquatic environment: Mutual impact and preventive management. *Bamidgeh*. 47. 163-172. p.
- MOAV, R., WOLFARTH, E., SCROEDER, G. L., HULAT, G., BARASH, H. (1977): Intensive polyculture of fish in fresh water ponds. I. Substitution of expensive feeds by liquid cow manure. *Aquaculture*. 10. 25-43. p.
- MUIR, J. F. (1982) Recirculated water systems in aquaculture. In: *Recent Advances in Aquaculture*. Eds: MUIR, J. F., ROBERTS, R. J., Croom Helm, London, 357-446. p.
- MUSTAFA, M. G., NAKAGAWA, H. (1995): A review: Dietary benefits of algae as an additive in fish feed. *Bamidgeh*. 47. 3-4. 155-162. p.
- NACA. (1989): Integrated fish farming in China. NACA Technical Manual 7. A World Food Day Publication of the Network of Aquaculture Centres in Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand, 278. p.
- NAYLOR, R. L., GOLDBURG, R. J., PRIMAVERA, J. H., KAUTSKY, N., BEVERIDGE, M. C. M., CLAY, J., FOLKE, C., LUBCHENCO, J., MOONEY, H., TROELL, M. (2000): Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*. 405. 1. 1017-1024. p.
- NEILSON, A. H., LARSON, T. (1980) The utilization of organic nitrogen for growth of algae: physiological aspects. *Physiol. Plant*. 48. 542. p.
- NEILSON, A. H., LEWIN, R. A. (1974): The uptake and utilisation of organic carbon by algae: an essay in comparative biochemistry. *Phycologia*. 13. 227-264. p.
- NÉMETH J. (1998): A biológiai vízminősítés módszerei. *KGI, Vízi természet- és környezetvédelem* 7, 304. p.
- NEORI, A., SHPIGEL, M., BEN-EZRA, D. (2000): A sustainable integrated system for culture fish, seaweed and abalone. *Aquaculture*. 186. 279-291. p.
- NORIEGA-CURTIS, P. (1979): Primary productivity and related fish yields in intensively manured fish ponds. *Aquaculture*. 17. 335-344. p.
- NORTHCOTE, T. G., LARKIN, P. A. (1956): Indices of productivity in British Columbian lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 13. 515-540. p.
- NYHOLM, N., SORENSEN, P., OLRİK, K., PEDERSTEN, S. (1978): Restoration of Lake Indrefjord, Denmark, using algal ponds to remove nutrients from inflowing river water. *Progressive Water Technology*. 10. 881-892. p.
- ODUM, H. T. (1956): Primary production on flowing waters. *Limnology and Oceanography*. 1. 102-117. p.

- OGLESBY, R. T. (1977): Relationship of yield to lake phytoplankton standing crop, production and morphometric factors. *J. Fish. Res. Board Can.* 34 2271-2279. p.
- OLÁH J., (1985): Az elsődleges termelés és a hozam a haltenyésztési technológiákban. *Halászat.* 31. 6. 161-166. p.
- OLÁH J. (1986a): Pontytenyésztés szerves trágyával. *Halászat.* 32. 1. 18-21. p.
- OLÁH J. (1986b): Carp production in manured pond. In: *Aquaculture of Cyprinids.* Eds. BILLARD, R., MARCELL, J., INRA, Paris, 295-303. p.
- OLÁH J. (1992): A tógazdasági haltenyésztés környezetjavító hatása. *Halászat.* 85. 4. 158-160. p.
- 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.* Eds. SYMOENS, J. J., MICHA, J. C., Technical Centre for Agricultural and Rural Co-operation, Royal Academy of Overseas Sciences, Brussels, Belgium, 187-201. p.
- OLÁH, J., PEKÁR, F., SZABÓ, P. (1994a): Nitrogen cycling and retention in fish-cum-livestock ponds. *Journal of Applied Ichthyology.* 10. 342-348. p.
- OLÁH, J., SINHA, V. R. P. (1986): Energy cost in carp farming systems. *Aquacultura Hungarica.* 5. 219-226. p.
- OLÁH J., SINHA, V. R. P., AYYAPPAN, S., PURUSHOTHAMAN, C. S., RADHEYSHYAM, S. (1986a): Primary Production and fish yields in fish ponds under different management practices. *Aquaculture.* 58. 11-122. p.
- OLÁH J., SHARANGI, N., DATTA, N. C. (1986b): Városi szennyvizes halastavak Magyarországon és Indiában. *Halászat.* 32. 3. 87-88. p.
- OLÁH, J., SZABÓ, P., ESTEKY, A. A., NEZAMI, S. A. (1994b): Nitrogen processing and retention on a Hungarian carp farms. *Journal of Applied Ichthyology.* 10. 335-340. p.
- OLÁH J., ZSIGRI A., V. KINTZLY Á. (1977): Halastavak elsődleges termelésének mérése a napi oxigéngörbe matematikai értékelésével. *Hidrológiai Közlöny.* 5. 233-238. p.
- OSWALD, W. J. (1988): Large-scale culture systems. In: *Micro-algal Biotechnology.* Eds. BOROWITZKA M. A., BOROWITZKA, L. J., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 26-47. p.
- OSWALD, W. J. (1995): Ponds in the twenty-first century. *Water science technology.* 31. 12. 1-8. p.

- ÖRDÖG V. (2000): Halastavak hidrobiológiája – a tókezelés hidrobiológiai alapjai. In: Halbiológiai és haltenyésztés, Szerk. HORVÁTH L., , Mezőgazda Kiadó, Budapest, 344-385. p.
- PASTERNAK, K. (1965): Pond soils formed out of silt loam formation. Acta Hydrogiologia. 7. 1-26. p.
- PEKÁR, F., OLÁH, J. (1990): Organic fertilization. EIFAC/FAO Symposium on Production Enhancment in Still Water Pond Culture, 15-18 May 1990, Prague, Czechoslovakia, 116-122. p.
- PINTÉR, K. (2005): Magyarország halászata 2004-ben. Halászat. 98. 2. 43-48. p.
- PONYI J., BÍRÓ P. (1975a): Szennyvizes halastavi kutatások Fonyódon I. Halászat. 21. 1. 11-13. p.
- PONYI J., BÍRÓ P. (1975b): Szennyvizes halastavi kutatások Fonyódon II. Halászat. 21. 2. 36-37. p.
- PONYI J., BÍRÓ P. (1975c): Szennyvizes halastavi kutatások Fonyódon III. Halászat. 21. 3. 74-77. p.
- PONYI, J. E., BÍRÓ, P., OLÁH, J., P-ZÁNKAI, N., TAMÁS, G., CSENKEI, T., KISS, Gy., MORVAI, T., BANCSI, I. (1973): Limnological investigation of a fish-pond supplied with sewage-water in the vicinity of Lake Balaton I. Annal. Biol. Tihany, 40. 227-284. p.
- 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.
- RADY, A. A. (1992): A halastavakban felhasznált szerves trágya hatékonysága. Halászat. 85. 2. 57-58. p.
- RAWSON, D. S. (1955): Morphometry as a dominant factor in the productivity of large lakes. Int. Ver. Theor. Ange. Limnol. Verh. 12. 164-175. p.
- REDFIELD, A. (1958): The biological controll of chemical factors in the environment. American Scientist. 46. 205-221. p.
- REDFIELD, A. C., KETCHUM, B. H., RICHARDS, F. A. (1963): The influence of organisms on the composition of sea water. In: The Sea, Vol. II. Ed. HILL, M. N., Willey-Interscience, New York, 26-77. p.
- RICHMOND, A. (1983): Phototrophic microalgae. In: Biotechnology Vol. 3. Ed. DELLWEG, H., Verlag Chemie, Weinheim, 109-144. p.

- RICHMOND, A. (1996): Efficient utilisation of high irradiance for production of photoautotrophic cell mass: a survey. *Journal of Applied Phycology*. 8. 381-387. p.
- RITVO, G., KOCHBA, M., AVNIMELECH, Y. (2004): The effects of common carp bioturbation on fishpond bottom soil. *Aquaculture*. 242., 345-356. p.
- RUTTKAY A. (1976): A halastavak energiaforgalmáról. *Halászat. Tudományos Melléklet*, 20-22. p.
- RUTTKAY A. (1977): Népesítés-takarmányozás-hozam. *Halászat. Tudományos Melléklet*, 16-24. p.
- RUTTKAY A. (1978): A halastavak anyag- és energiaforgalmának vizsgálata. A halhústermelés fejlesztése 5. Haltenyésztési Kutató Intézet, Szarvas, 81. p.
- RUTTKAY A. (1989): Töprengéseim az eutrofizálódásról. *Halászat*. 82. 106-111. p.
- RUTTKAY A., MORAVCSIK K. (1979): A polikultúra és a zooplankton. *Halászat. Tudományos Melléklet*, 18-21. p.
- RYDER, R.A. (1965): A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 94. 214-218. p.
- SANDBANK E., HEPHER, B. (1978): The utilization of microalgae as a feed for fish. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 11. 108-120. p.
- SARTORIS, J. J., THULLEN, J. S., BARBER, L. B., SALAS, D. E. (2000): Investigation of nitrogen transformations in a southern California constructed wastewater treatment wetland. *Ecological Engineering*. 14. 49-65. p.
- SCHERZ, H., SENSER, F. (1994): Food composition and nutrition tables. *Medpharm Scientific Publishers, Boca Raton*, 435. p.
- SCHNEIDER, O., SERETI, V., EDING, E. H., VERETH, J. A. J. (2005): Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. 32. 379-401. p.
- SCHRECKENBACH, K., KNÖSCHE, R., WEDEKIND, H., PFEIFER, M., WEISENBACH, H., JANURIK, E., SZABÓ, P. (1999): Pond management and aquaculture. Project report, Institute für Binnenfisherei e. V. Potsdam, Sacrow, 34. p.
- SREENIVASAN, A. (1972): Energy transformation through primary productivity and fish production in some tropical freshwater impoundments and ponds. In: *Productivity in Freshwaters*. Eds. KAJAK, Z., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., Polish Scientific Publishers, Warsaw, 505-514. p.
- SCHROEDER, G L. (1974): Use of fluid cowshed manure in fish ponds. *Bamidgeh*. 26. 84-96. p.

- SCHROEDER, G. L. (1975): Some effect of stocking fish waste treatment ponds. *Water Research*. 9. 91-93. p.
- SCHROEDER, G. L. (1978): Autotrophic and heterotrophic production of micro-organism in intensely-manured fish ponds, and related fish yields. *Aquaculture*. 14. 303-325. p.
- SCHROEDER, G. L., ALKON, G. A., LAHNER, M. (1991): Nutrient flow in pond aquaculture systems. In: *Aquaculture and water quality*. Eds. BRUNE, D. E., TOMASSO, J. R., Word Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA, 489-505. p.
- SCHROEDER, G. L., WOHLFART, G., ALKON, A., HALEVY, A., KRUEGER, H. (1990): The dominance of algal-based webs in fish ponds receiving chemical fertilisers plus organic manures. *Aquaculture*. 86. 219-229. p.
- SERETI, V., VERDEGEM, M. C. J., EDING, E. H., VERRETH, J. A. A. (2004): Periphyton as water treatment in freshwater recirculation system. *Aquaculture Europe 2004 „Biotechnologies for quality”*, Abstract Book, 2004. Oct. 20-23. Barcelona, Spain, 741-742. p.
- SEVERIN-REYSSAC, J. (1998): Biotreatment of swine manure by production of aquatic valuable biomasses. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 68. 177-186. p.
- SHAPIRO, J., LAMMARA, V., LYNCH, M. (1975): Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: *Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control*. Eds. BREZONIK, P. L., FOX, J. F., Univ. Florida, Dept. of Env. Eng. Sciences, Gainesville, FL, 85-96. p.
- SHARMA, B. K., OLÁH, J., (1986): Integrált hal-sertés tenyésztés Indiában és Magyarországon. *Halászat*. 32. 2. 52-53. p.
- SIMON, N., BIEGALA, I., SMITH, E., VAULOT, D. (2002): Kinetics of attachment of potentially toxic bacteria to *Alexandrium tamarense*. *Aquatic Microbial Ecology*. 28. 249-256. p.
- SMITH, D. W. (1985): Biological control of excessive phytoplankton growth and enhancement of aquacultural production. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 42. 1940-1945. p.
- SMITH, E. V., SWINGLE, D. H. S. (1938): The relationship between plankton production and fish production in ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.* 68. 309-315. p.
- SUKENIK, A., SHELEF, G. (1984): Algal autoflocculation-verification and proposed mechanism. *Biotechnol. Bioeng.* 26. 142-147. p.

- SYRETT, P. J. (1981): Nitrogen metabolism of microalge. In: Physiological bases of phytoplankton ecology. Ed. PLATT, T. J., Can. Fish. Res. Board Bull, Ottawa, Canada, 182-210. p.
- SZALAY M. (1962): Kísérlet a kacsatrágyázás termelésfokozó hatásának megállapítására. Halászat. 8. 1. 18. p.
- SZÉCSI E. (1987): A fermentált baromfitrágya halastavi hasznosítása. Halászat. 33. 5. 154-155. p.
- TANG, Y. A. (1970): Evaluation of balance between fishes and available fish foods in multispecies fish. Trans. Am. Fish. Soc. 99. 708-718. p.
- TASNÁDI R. (1983): Haltakarmányozás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 307. p.
- TÁTRAI, I., OLÁH, J., PAULOVIČS, G., MÁTYÁS, K., KAWIECKA, B. J., JÓZSA, V., PEKÁR, F. (1997): Biomass dependent interactions in pond ecosystems: responses of lower trophic levels to fish manipulation. Hydrobiologia. 345. 117-129. p.
- TÁTRAI, I., TÓTH, L. G., PONYI, J. (1985): Effects of Bream (*Abramis brama*) on the lower trophic level and on the water quality in Lake Balaton. Arch. Hydrobiol. 105. 205-217. p.
- THINGSTAD, T. F., PENGINEERUD, B. (1985): Fate and effect of allochthonous organic material in aquatic microbial ecosystem. An analysis based on chemostat theory. Mar. Ecol. Prog. Ser. 21. 47-62. p.
- TORRES-BERISTIAN, B. (2005): Organic matter decomposition in stimulated aquacultural ponds. PhD Thesis, Wageningen University, The Netherlands, 138. p.
- TRAVIESO, L., BORJA, R., SANCHEZ, E., BENITEZ, F., DUPERION, R., VALIENTE, V. (1996): *Chlorella vulgaris* growth on pretreated cane sugar mill waste. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57. 986-992. p.
- TURKER, H., EVERSOLE, A. G., BRUNE, D. E. (2002): Filtration of green algae and cyanobacteria by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in the Partitioned Aquaculture System. Aquaculture. 215. 93-101. p.
- UHLMANN, D., GUDERITZ, T. (1988): The significance of the international nutrient load to hypertrophic shallow waters. In. Revue. Ges. Hydrobiol. 73. 3. 275-295. p.
- VÁRADINÉ KINTZLY Á., OLÁH J. (1984): Sertés hígtrágya halastavi hasznosítása. Hidrobiológiai Tájékoztató, 1984 április, 22-24.
- VÖRÖS G. (1990): Mezőgazdasági melléktermékek halastavi hasznosításának vizsgálata. Halászat. 36. 1. 10-12. p.

- ZSIGRI A., OLÁH J. (1976): Új módszer a halastavak elsődleges termelésének mérésére. *Halászat*. 22. 6. 162-164. p.
- VYMAZAL J. (ed) (2001): Transformation of nutrients in natural and constructed wetlands. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 519. p.
- WANG, J. K. (2003): Conceptual design of a microalgae-based recirculating oyster and shrimp system. *Aquacultural Engineering*. 228., 37-46. p.
- WARRER-HANSEN, I. (1982): Methods of treatment of waste water from trout farming. EIFAC Technical Paper 41. FAO, Rome, 113-121. p.
- WETZEL, R. G. (1975): Limnology. W.B. Saunders, Philadelphia, 743. p.
- WETZEL, R. G. (2001): Limnology. Lake and river ecosystem. Academic Press, 1006. p.
- WOHLFARTH, G. (1978): Utilization of manure in fish farming. In: Proceedings on Fish Farming and Wastes. Ed. PASTAKIA, C. M. R., University College, London, 78-95. p.
- WOHLFARTH, G. W., SCHREODER, G. L. (1979): Use of manure in fish farming – a review. *Agricultural Wastes*. 1. 4. 279-299. p.
- 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.
- WOLNY, P., GRYGIEREK E. (1972): Intensification of fish pond production. In: Productivity in Freshwaters. Eds. KAJAK, Z., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., Polish Scientific Publishers, Warsaw, 563-571. p.
- WOYNÁROVICH E. (1954) Halastavak korszerű szervestrágyázása. *Halászat*. 1 3. 14. p.
- WOYNÁROVICH E. (1956a): A halastavi szervestrágyázás jelentősége. *Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok Osztályának Közleményei*. 10. 1-4. 305-309. p.
- WOYNÁROVICH E. (1956b): A széntrágyázás eredménye. *Halászat*. 3. 3. 52. p.
- WOYNÁROVICH E. (1958): 5 éves a széntrágyázás. *Halászat*. 5. 1. 18-19. p.
- WOYNÁROVICH E. (1959a): Népesítés, természetes táplálék, takarmány. *Halászat*. 6. 7. 125. p.
- WOYNÁROVICH E. (1959b): Létesíthető-e szennyvizes tógazdaság Magyarországon?. *Halászat*. 4. 7. 65. p.
- WOYNÁROVICH E. (1968): Mono- vagy polikultúra?. *Halászat*. 14. 1. 18-19. p.

- WOYNÁROVICH E. (1982): Hígtrágya hasznosítás halstavakban. Magyar Mezőgazdaság. 37. 26. 14. p.
- WOYNÁROVICH E. (1983): A halastavak „környezetszennyező” hatásáról és a vizsgálati módszerekről. Halászat. 14. 1. 18-19. p.
- WOYNÁROVICH E. (1991): A halastótrágyázás gyakorlatáról. Halászat. 84. 4. 165-166. p.
- WOYNÁROVICH 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.
- YAHY, H., ELMALEH, S., COMA, J. (1994): Algal flocculation-sedimentation by pH increase in a continuous reactor. Water Science and Technology. 30. 259-267. p.
- YASHOUV, A. (1971): Interaction between the common carp (*Cyprinus carpio*) and the silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in fish ponds. Bamidgeh. 23. 3. 85-92. p.

## NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Mezőgazdaságtudományi Karán az Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskola keretében készítettem a Debreceni Egyetem ATC MTK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 200.....

.....  
a jelölt aláírása

## NYILATKOZAT

Tanúsítom, hogy Gál Dénes doktorjelölt 2002 – 2006 között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításommal – irányításunkkal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javaslom – javasoljuk.

Debrecen, 200.....

.....  
Dr. Pócsi László

.....  
Dr. Váradi László