

MINDENEVŐ PONTYFÉLÉK FOSZFORFORGALOMBAN BETÖLTÖTT SZEREPE

THE ROLE OF OMNIVOROUS CYPRINIDS IN THE PHOSPHORUS CYCLE

MOZSÁR Attila¹, ANTAL László¹, BOROS Gergely², TÁTRAI István²

¹DE TEK, TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen, mozsar.attila@science.unideb.hu,

²MTA BLKI, Tihany, borosg@tres.blki.hu

Kulcsszavak: tápanyagkibocsátás, biomanipuláció

Keywords: nutrient excretion, biomanipulation

Összefoglalás

Munkánk során fiatal pontyokon végzett 24, illetve 48 órás laboratóriumi etetéses kísérletek, illetve természetes közegükből kiemelt balatoni bodorkák béltartalom-analízise segítségével vizsgáltuk, hogy ürítésük révén a halak milyen mértékben járulnak hozzá a vizek belső foszforterheléséhez.

A laboratóriumi kísérletek alkalmával a halak az elfogyasztott táplálék P-tartalmának ~ 40%-át építették be testükbe. A kiürített P SRP/TP-arányában azonban eltérő eredményeket kaptunk; az első kísérlet során 30%-ot, a második alkalmával több mint 80%-ot mértünk. A balatoni bodorkák béltartalma 0.18% (nedves tömeg) foszfort tartalmazott, melynek SRP/TP-arányára az első akváriumos kísérlethez hasonló értéket, 23 %-ot kaptunk. A 48 órás kísérlet alkalmával mért igen magas SRP/TP-arány feltehetően nem a valós állapotokat tükrözi, valószínűsíthetően a második kísérlet hosszabb időtartama miatt a különböző P-formák arányának átrendeződése indulhatott meg a bakteriális lebontótevékenység hatására.

Eredményeink igazolták azt a feltevésünket, miszerint a halak ürítésük révén is jelentős hatást gyakorolhatnak állóvizeink tápanyagforgalmára valamint a fitoplankton tápanyag-limitációjára. Az ürítés kapcsán felszabaduló P mennyisége különösen olyan állóvizek esetében lehet jelentős, melyeket alacsony külső terhelés ér, és ahol a tápanyagforgalmat befolyásoló abiotikus környezeti feltételek nem jutnak érvényre.

Summary

Contribution of fish to the internal P loading of lakes was modeled in our *in vitro* feeding experiments, where young (1+) common carps (*Cyprinus carpio*) were held in tanks for 24 and 48 h, and rate of P excretion/egestion was followed during the time of the exposition. In addition, gut contents of roach (*Rutilus rutilus*) sampled from Lake Balaton were analyzed for P, to assess the relative proportion of soluble reactive P (SRP) in the released material.

Common carps in the feeding experiments have produced approximately 40% efficiency in the assimilation of ingested P. However, there were remarkable differences between the two experimental runs (24 and 48 h, respectively) in the ratios of released SRP/TP; the first and shorter (24 h) experiment resulted in 30% relative proportion of SRP, while the same value in second and longer (48 h) experiment was considerably higher, 80%. Gut content of roach from L. Balaton contained 0.18% of total P (in wet mass), and the proportion of SRP to TP (23%) was slightly similar to that obtained during the first *in vitro* feeding experiment. The extremely high proportion of SRP (80%) measured in the second experimental run can be ascribed to the microbial decomposition, causing the mineralization of the settled particulate P during the 48 h duration.

Our results confirmed the significant potential of benthivorous and omnivorous cyprinids to influence the phosphorus dynamics of lakes and P limitation of phytoplankton. The released P can be particularly important in lakes where the external nutrient loading is relatively low and abiotic factors have less influence on the internal nutrient loading, thus the role of fish is getting more emphasized in these lakes.

Bevezetés

A halak tápanyagforgalomban betöltött szerepének fontosságát illetően megosztott a tudóstársadalom; számos szerző szerint a halak általi kibocsátás jelentősen hozzájárul az anyagforgalmi folyamatokhoz, és képes érdemben befolyásolni a primer produkciót, mások szerint viszont elhanyagolható a többi anyagforgalomra ható tényező között, mint az abiotikus P-mobilizáló mechanizmusok vagy épp a planktonikus P-regeneráció (Sterner és George, 2000; Sereda és mtsai., 2008). A véleménykülönbségek alapja többnyire az, hogy egyes kutatók a halak általi kibocsátást a rendszer belső tápanyagforgalmi tényezőihez viszonyítják, míg mások a külső terheléshez vagy az összes anyagforgalmi mutatóhoz képest határozzák meg jelentőségét. Abban mindenesetre egyetértés van a szakemberek között, hogy a halállomány hozzájárulásának jelentősége faji és ökoszisztéma szintű különbségeken

alapul, és nagymértékben függhet az elfogyasztott táplálék minőségétől vagy az élőhely típusától (Zimmer és mtsai., 2006). Míg a csupán plankton fogyasztó fajok táplálkozásuk során csak a vízoszlopban található P-t keringetik, addig a mindenevő és bentoszfogyasztó halak üledékből származó tápanyagokat is ürítenek a vízbe, ezzel egy új forrást hozzáadva a vízfázis P-készletéhez (Tarvainen és mtsai., 2002). A témában végzett kutatások egymástól függetlenül arra a következtetésre jutottak, hogy a bentoszfogyasztó és mindenevő pontyféléknek kiemelt szerepe van a fitoplankton-állomány szabályozásában és a tápanyagviszonyok alakításában (Karjalainen és mtsai., 1999; Tolonen és mtsai., 2000; Higgins és mtsai., 2006; Zimmer és mtsai., 2006; Boros és mtsai., 2009a).

Ez a szabályozó hatás több oldalról megközelíthető: egyrészt az üledékből való táplálkozásuk révén (bioturbáció) jelentős mennyiségű tápanyagot szabadítanak fel, és ezáltal fokozzák az algák produktívóját (Breukelaar és mtsai., 1994; Zimmer és mtsai., 2006). Emellett kiválasztásuk és ürítésük is jelentős belső tápanyagterhelést idézhet elő, amely serkentheti az algák növekedését (Tátrai és Istvánovics, 1986; Higgins és mtsai., 2006; Boros és mtsai., 2009a). A bentoszfogyasztó halak által generált bioturbációs és kiválasztási belső P-terhelés összeadódva azonos nagyságrendű lehet a külső tápanyagterheléssel, sőt, esetenként meg is haladhatja azt (Vanni, 2002; Glaholt és Vanni, 2005). A mindenevő halak eutrofizációs folyamatokra gyakorolt hatásának alakulásában jelentős szerepe lehet annak is, hogy főleg ivadék korban, de sok esetben kifejlett egyedek esetében is jellemző rájuk a nagyobb méretű zooplanktonfajok fogyasztása. A zooplankton halak általi kifalása esetenként olyan mértékű lehet, hogy az algákra nehezedő predációs nyomás lecsökkenhet, ami az eutrofizáció fokozódását idézheti elő (Zimmer és mtsai., 2006).

A halak általi tápanyagforgalmazás egy komplex kölcsönhatás eredményeként alakul ki, melyet fiziológiai és ökológiai tényezők szabályoznak. A fiziológiai tényezők határozzák meg a kiválasztás mértékének felső határát, míg az ökológiai tényezők (stressz, testméret, táplálék minősége) az aktuális kiválasztást befolyásolják (Glaholt és Vanni, 2005). A halak testük állandó P-tartalmának kialakítására törekednek, függetlenül az elfogyasztott táplálék P-tartalmától vagy az őket körülvevő víz trofikus állapotától (Mehner és mtsai., 1998; Glaholt és Vanni, 2005). Ezért tehát bizonyos populációk inkább visszatartják, míg mások inkább kibocsátják a felvett tápanyagokat, a rendelkezésre álló táplálék tápanyagtartalmának függvényében.

Általánosan megfigyelt jelenség, hogy a mindenevő pontyfélék biomaszájának radikális csökkentése a víz P-tartalmának folyamatos csökkenését eredményezi. Ennek következményeként ún. tiszta vizű fázis alakulhat ki, melyben a fitoplankton dominanciája csökken, és kiterjedt hínárállomány alakulhat ki (Perrow és mtsai., 1999; Søndergaard és mtsai., 2003; Tátrai és mtsai., 2005). Gyakorlati tapasztalatok azt igazolták, hogy a ponty (*Cyprinus carpio* L.) és a bodorka (*Rutilus rutilus* L.) jelenléte magasabb P-koncentrációt és nagyobb klorofill-a értékeket eredményez a tavak vizében (Tátrai és Istvánovics, 1986; Horppila és Kairesalo, 1990), ugyanakkor egyes halcsoportok (pl. a sügérfélék) tápanyagforgalomra gyakorolt közvetlen hatása nem jelentős (Tátrai és Istvánovics, 1986).

Eppen ezért, a halállomány-szabályozáson alapuló biomanipuláció célpontjai rendszerint a bentoszfogyasztó pontyfélék, melyeknek bizonyítottan fontos szerepe van a belső tápanyagterhelés alakításában, a tápanyagtranszportban és a tápanyagok regenerációjában is (Karjalainen és mtsai., 1999). A korábbi kutatások arra is rávilágítottak, hogy a bentoszfogyasztó halak által ürített P jelentős része (akár 95 %) olyan formában távozik, amely az elsődleges termelők számára közvetlenül felvehető, így a halak kiválasztása jelentős mértékben járulhat hozzá az eutrofizációhoz (Tátrai és Istvánovics, 1986; Sterner és George, 2000; Sereda és mtsai., 2008). Amellett, hogy a kibocsátott P nagy része felvehető formában ürül, a maradék, a faecessel távozó partikulált frakció P-tartalma kiülepedés után kisebb késleltetéssel szintén felvehetővé válik az algák számára (Tarvainen és mtsai., 2002).

A halállományok mennyiségi és strukturális szabályozásán alapuló biomanipulációs beavatkozások sikerrel befolyásolhatják a fitoplankton termelését, így az eutrofizációs folyamatok kontrollálhatóvá válnak (Scheffer, 1998; Tátrai és mtsai., 2005). Ez a hatás nagy részben a hozzáférhető P-források korlátozásán keresztül valósul meg (Tarvainen és mtsai., 2002). Az eutrofizáció féken tartása fontos feladat, hiszen a túlzott algásodás tömeges halpusztulásokat, biodiverzitáscsökkenést okozhat, emellett csökkenti a víz turisztikai és gazdasági értékét is (Moss és mtsai., 1996).

Munkánk célja volt, hogy vizsgáljuk a hazánkban igen elterjedt mindenevő pontyfélék tápanyagforgalomban betöltött szerepét, ezért laboratóriumi kísérletekkel modelleztük a P-ürítésével és beépítésével kapcsolatos jellemzőket, emellett természetes közegükből kiemelt halak béltartalmának P-analízisét végeztük el, hogy minél pontosabb képet kapjunk a tápanyagforgalmazásról. Eredményeink összegzésével hozzá kívánunk járulni a jövőbeli sikeres halállomány-szabályozásokhoz és az esetleges biomanipulációs beavatkozások hatékonyabbá tételéhez. A pontos tápanyag-kibocsátási jellemzők ismeretében adhatjuk meg azt az optimális halbiomasszát és állományösszetételt egy adott víztér esetében, amely nem terheli túlzott mértékben a környezetét, és nem idéz elő kedvezőtlen folyamatokat, ugyanakkor kielégíti a halászati és horgászati igényeket is.

Anyag és módszer

Vizsgálataink során két széles körben elterjedt halfaj, a ponty és a bodorka példáján keresztül kívántuk szemléltetni a mindenevő pontyfélék tápanyagforgalomban betöltött szerepét. A ponty és a bodorka tápanyagforgalmazási sajátosságait a P-kiválasztást és beépítést akváriumos kísérletekben, valamint természetes közegükből kiemelt példányok béltartalmának P-analízisével végeztük el. Akváriumos kísérleteink során fiatal (1+) bodorkával és kétgyaras ponttyal dolgoztunk, míg a béltartalom-analíziseket 3-4 éves bodorkákból preparált mintákban végeztük.

Hendrixson és munkatársai (2007) rávilágítottak, hogy a rendszertanilag egy családba tartozó fajok tápanyag-forgalmazási jellemzői igen hasonlóak, így az általunk vizsgált két fajjal végzett kísérletek tanulságai érvényesnek tekinthetők a pontyfélék családjába tartozó fajokra, amelyek mind egyedszámban, mind biomasszában dominálják vizeinket, így hozzájárulásuk az anyagforgalmi folyamatokhoz nyilvánvalóan a legjelentősebb a többi családhoz képest.

Vizsgálatainkat egy előkísérlettel kezdtük 2008 augusztusában, melyet fiatal (1+), laboratóriumi környezethez szoktatott bodorkákkal végeztük. Halainktól a munka megkezdése előtt 2 napig megvontuk a táplálékot, hogy tápcsatornájuk teljesen kiürüljön, majd a kísérlet megkezdése előtt étvágyuknak megfelelő mennyiségű szűnyoglárvát fogyasztottak. Az akváriumokat 10 L, szűrt Balaton-vízzel töltöttük fel, majd egy napig állni hagytuk. Az előkísérletet összesen 6 akváriumban végeztük, melyből 3-ban helyeztünk el halat (3 példány/akvárium), míg a másik 3 akvárium kontrollként funkcionált, melyek a szűrt Balaton-vízen kívül nem tartalmaztak mást. Vízmintákat vettünk a halak behelyezésének időpontjában, majd 1, 2, 6, 18 és 24 órával később, és mértük a vízbe ürített oldott reaktív P (SRP) koncentrációját.

A tapasztalatok figyelembevételével kezdtük meg részletesebb vizsgálatainkat. A kivitelezéshez 40 L hasznos térfogatú üvegakváriumokat használtunk, amelyeket az MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézetének akváriumszobájában állítottunk be. A helyszínen viszonylag kiegyensúlyozott hőmérsékleti viszonyok uralkodtak, az évszaknak megfelelő természetes fényviszonyokkal párosulva. Az akváriumokat – gondos megtisztításukat követően – 20 L csapvízzel töltöttük fel, amelyet 2 napig állni hagytunk, és ezalatt folyamatosan porlasztott levegőt áramoltattunk át a rendszereken. Irodalmi adatok szerint hasonló hőmérsékleti viszonyok mellett a halak ~24 óra alatt ürítik ki tápcsatornájuk teljes

tartalmát (Glaholt és Vanni, 2005), így a behelyezés előtt a kísérleti példányoktól 48 óráig megvontuk a táplálékot, hogy biztosan elkerüljük a korábbi fogyasztásból származó ürítést. Mivel korábbi tapasztalataink szerint a halak igen érzékenyen reagáltak a zavarásra, közvetlenül a behelyezés után bizonyosan nem fogadtak volna el táplálékot, így megszokott környezetükben kezdtük meg etetésüket, majd közvetlenül ezután helyeztük át őket a kísérleti rendszerekbe. A vizsgálat során használt fiatal pontyok testtömegük 5-6 %-ának megfelelő tömegű (nedves tömegben kifejezve) árvaszúnyoglárvát kaptak, ami megfelel a természetes környezetükben elfogyasztott napi táplálékmenyiségnek.

Az előkísérletet követően először 3 akváriumba telepítettünk fiatal pontyokat, minden akváriumba 3 egyedet (átlagos halbiomassza: $61,0 \pm 6,6$ g élősúly/akvárium), illetve beállítottunk egy kontroll akváriumot is, amelybe nem telepítettünk halat. Az egyetlen kontrollrendszer alkalmazását a korábbi előkísérlet kontroll akváriumai között tapasztalt alacsony szórás, valamint Glaholt & Vanni (2005) korábbi tapasztalatai alapján láttuk indokoltnak. A kísérlet kezdetét jelentő etetés során $1,34 \pm 0,1$ g Chironomida-lárvát adtunk a halaknak, amely $1,67 \pm 0,12$ mg P-t tartalmazott. Vízmintákat 0, 2, 6, 18 és 24 óra elteltével vettünk. A mintavételnél ügyeltünk arra, hogy az a lehető leginkább reprezentatív legyen az akváriumban levő teljes vízmennyiségre nézve, így minden mintavétel során 3 almintát vettünk az egyes akváriumok különböző pontjain, majd ezeket később integráltuk. Egy mintavétel során 60 ml vizet vettünk ki az akváriumokból. Az SRP-mintákat közvetlenül a mintavétel után lemértük, míg a víz teljes P(TP)-tartalmának vizsgálatára szánt mintákat a mintavételt követően lefagyasztottuk, és a kísérlet végén, az összes mintában egyszerre tártuk fel, és mértük le a TP-tartalmat. A kísérlet végeztével az akváriumok alján összegyűlt faecest rászűrtük egy előzetesen kiizzított, GF/C üvegszál alapú szűrőpapírra ($1,2 \mu\text{m}$ pórus átmérő), majd az így kapott partikulált frakció P-tartalmát meghatároztuk.

Második kísérletünket 2008 novemberében végeztük, a kivitelezés lényegében megegyezik az előző, augusztusi kísérletével, azzal a különbséggel, hogy ebben az esetben a halak P-ürítésének megfigyelését 24 óra helyett 48 órára módosítottuk. Összesen 8 akváriummal végeztük el a kísérletet, amelyből 7 volt halasítva (3 egyed/akvárium; $63,4 \pm 14,9$ g élősúly/akvárium), 1 pedig kontrollként funkcionált. Táplálékként $1,8 \pm 0,7$ g tömegű Chironomida-lárvát kaptak a kísérlet megkezdésének időpontjában, amelyet napi igényük szerint számítottunk ki.

A különböző P-formák meghatározásánál ugyanazon analitikai-kémiai protokollt követjük az összes kísérlet és vizsgálat során (Strickland és Parsons, 1972); az SRP mérésekor a vízmintákat GF/C szűrőpapíron átszűrtük, majd a szűrt vízhez P-reagens hozzáadása után az ún. ammónium-molibdenát kolorimetriás módszerrel határoztuk meg a P-tartalmat, Shimadzu UV 160-A típusú spektrofotométerben, 880 nm-en. A TP-mérésre szánt vízmintákból és az akvárium partikulált részecskéit összegyűjtő szűrőpapírokból káliumperszulfátos autoklavozással nyertük ki a TP-tartalmat, majd a fent ismertetett ammónium-molibdenát módszerrel határoztuk meg azt.

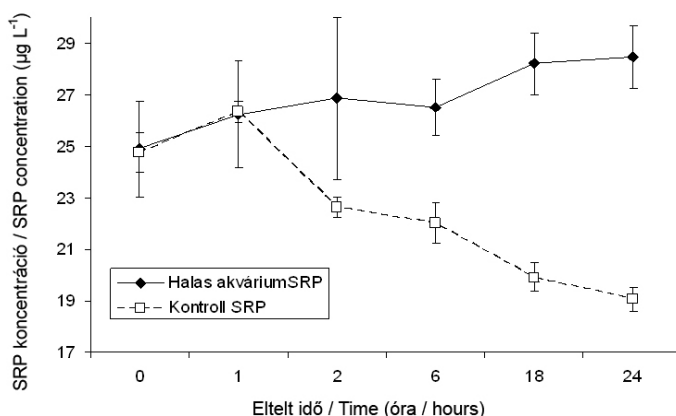
A halak etetésére használt Chironomida-lárvák P-tartalmának meghatározása szintén fontos feladat volt, hiszen ennek ismerete nélkülözhetetlen az eredmények értékeléséhez. Mivel az árvaszúnyoglárvák tartalmazhatnak olyan nehezen bomló szöveteket, amelyek ellenállnak a káliumperszulfátos roncsolásnak, így egy intenzívebb feltárási technikát, az ún. magasnyomású teflonbombás roncsolást alkalmaztuk (Boros és mtsai., 2009b). Méréseinket akkreditált analitikai laboratórium által szavatolt P-tartalmú, állatisszövet-eredetű referenciaanyaggal (NCS ZC 81001) hitelesítettük, melyből párhuzamos mintákat futtattunk a Chironomida-minták mellett. A referenciaanyag P-tartalmának visszamérése megerősítette a feltárási és mérési módszer megfelelő hatékonyságát. Az analízis alapján az árvaszúnyoglárva P-tartalma száraz tömegben kifejezve $1,04 \pm 0,1\%$, amely $1,25 \text{ mg kg}^{-1}$ P-mennyiségnek felel meg nedves tömegre vonatkoztatva.

A P-kiválasztást és beépítést vizsgáló akváriumos kísérleteink mellett fontosnak tartottuk, hogy információkhoz jussunk a mindenevő pontyfélék természetes körülmények között fogyasztott táplálékának P-tartalmával kapcsolatban, valamint kiderítsük, hogy a bétartalomban milyen az SRP/TP egymáshoz viszonyított aránya. A bétartalom-analízis céljából bodorkákat (tömeg: $72,5 \pm 23,4$ g; teljes hossz: $17,8 \pm 1,6$ cm) gyűjtöttünk a Balatonból, a Sajkodi-öböl közeléből. A mintavételezés során multipaneles kopolyúháló használtunk. A mintákat laboratóriumba szállítást követően felboncoltuk, bétartalmukat kipreparáltuk, majd lemértük a teljes bétartalom tömegét, illetve kiemeltünk egy almintát az utóbélből, amelynek tömegét szintén pontosan regisztráltuk. Az elkülönített almintát szcintillációs edénybe helyeztük, 10 ml desztillált vizet pipettáztunk rá, majd a hatékony diszpergálás érdekében 2-3 percig Vortex-Genie típusú rázógéppel rázattuk a legmagasabb frekvencián. Az eljárás célja a lazán kötött, természetben az ürítést követően gyorsan mobilizálódó SRP oldatba juttatása volt. A felrázott mintákat ezután $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on ülepítettük egy órán keresztül, majd a felülúszó, letisztult oldatból pipettáztunk ki mintát az SRP-tartalom meghatározásához. A minta visszamaradó részét nagynyomású teflonbombás roncsolással kezeltük, hogy megállapítsuk annak TP-tartalmát. A feltárási és mérési módszerek megegyeznek az akváriumos kísérletekhez kapcsolódó minták analizésénél leírtakkal.

Az eredményeinket Microsoft Office programcsomag Excel táblázatkezelő programja segítségével kezeltük és dolgoztuk fel.

Eredmények

Bodorkákkal végzett előkísérletünk során a halas akváriumainkból vett vízmintákban az SRP-koncentráció mérhető növekedését tapasztaltuk, ugyanakkor a kontrollrendszerben folyamatos SRP-csökkenést mértünk. A közös kiindulási $\sim 24,8\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ értékről a halas kezelés vizének SRP-tartalma viszonylag visszafogottan emelkedett a vizsgálati periódus végéig, és $28,5\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ értéknél tetőzött. Ezzel szemben a kontrollkezelésben a kezdeti gyenge koncentrációemelkedést meredek csökkenés követte, amely $19\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ SRP-értéket eredményezett a 24. órára (1. ábra).

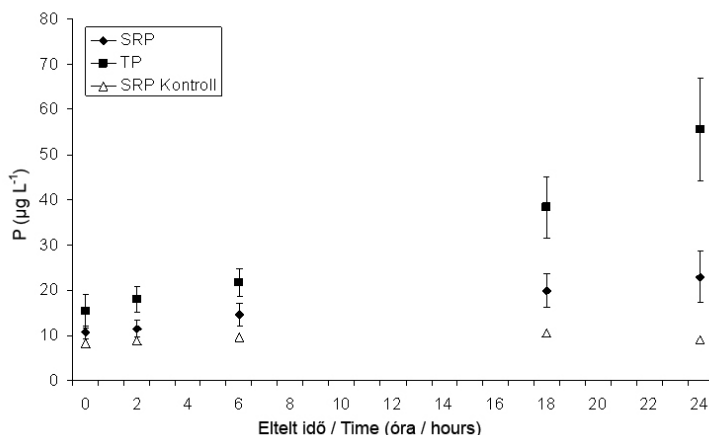


1. ábra. Az előkísérlet során tapasztalt SRP-koncentrációk alakulása a hallal telepített és a kontrollakváriumokban (\bar{X} átl. ± 1 SD)

Fig. 1. The SRP concentrations of the prior experiment the stocked with line and fishless, control aquarium with dotted line (\bar{X} mean ± 1 SD)

Az első akváriumos kísérlet során jelentős emelkedést mértünk a hallal telepített akváriumok vizének SRP- és TP-koncentrációjában. Az SRP-koncentráció nettó $12,25\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ növekedést mutatott a vizsgált periódus alatt, míg TP esetében ez az érték $40,22\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ volt

(2. ábra). A kontroll esetében egy kisebb kilengéstől eltekintve állandó SRP-koncentrációt regisztráltunk ($9,17 \pm 0,88 \mu\text{g L}^{-1}$).



2. ábra. Az első akváriumos kísérlet vizéből mért SRP- és TP-koncentrációk alakulása ($X \text{ átl.} \pm 1 \text{ SD}$)
Fig. 2. SRP and TP concentrations of the first aquarium experiment ($X \text{ mean} \pm 1 \text{ SD}$)

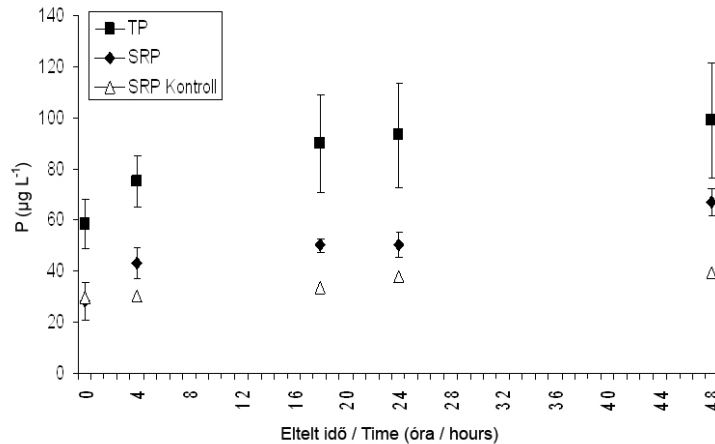
Az akváriumokba táplálékkal bejuttatott P átlagosan $1,67 \pm 0,12 \text{ mg}$ volt, míg a faeces formájában kiülepedett P mennyisége $\sim 0,24 \pm 0,01 \text{ mg}$ -ot tett ki. Az akváriumok vizében mért P-koncentrációkkal való számításoknál nettó értékeket vettünk figyelembe, azaz a kísérlet zárásakor vett vízminták TP-koncentrációiból kivontuk a kiindulásakor vett vízmintákból mért megfelelő értéket. Így megkaptuk azt a P-mennyiséget, amelyet halaink a vízfázisba juttattak vissza a vizsgált periódus alatt.

A halak P-forgalmazására vonatkozó kalkulációnkat a következő képletben lehet összefoglalni: $TP_v + TP_p = TP_{\bar{u}}$, ahol TP_v jelenti az akvárium vizében a vizsgálati időtartam alatt mért nettó TP-érték-növekedést (mg L^{-1}), felszorozva az akváriumban levő vízmennyiséggel literben, TP_p jelenti az akvárium alján, partikulált anyagként összegyűlt P-t mg -ban kifejezve, az így kapott $TP_{\bar{u}}$ érték pedig megadja a halak által ürített összes P mennyiségét. Saját mérési adatainkat behelyettesítve a képletbe a következőt kapjuk: $(0,04022 * 20) + 0,23835 = 1,04275 \text{ mg}$. Az így kapott $TP_{\bar{u}}$ -érték figyelembevételével kiszámítható a halak P-ürítése és P-visszatartási hatékonysága, százalékosan: $(TP_{\bar{u}} / \text{Bevitt P mg}) * 100$, azaz $(1,04275 / 1,67) * 100 = 62,3\%$. Tehát a kísérleti alanyok átlagosan 62,3%-át ürítették ki az elfogyasztott foszfornak, illetve 37,7%-át tartották vissza és építették be testükbe, ami 0,63 mg P akváriumonként.

Fontos megállapítás ezen kívül, hogy a vízben oldott vagy lebegő anyagban raktározott P több mint háromszor akkora frakciót alkot, mint a faeces formájában kiülepedett partikulált frakció. Az SRP/TP-arányok megoszlását tekintve elmondható, hogy a vízfázisban mérhető teljes P-frakciónak $\sim 30\text{-}40\%$ -át alkotja az SRP. Ha a teljes P-frakció számításánál figyelembe vesszük a faecessel kiülepedett P-t is, akkor az SRP részaránya a teljes P-frakcióhoz képest 23,5%-ra módosul.

A második kísérlet során szintén jelentős emelkedést tapasztaltunk mind az SRP, mind pedig az TP esetében. Az akváriumok vizének SRP-koncentrációja átlagosan $38,85 \mu\text{g L}^{-1}$ -nel emelkedett a vizsgálati periódus alatt, míg TP esetében ez az érték $40,78 \mu\text{g L}^{-1}$ volt. A kontrollakváriumból vett mintákban ez esetben jelentősebb mértékű koncentrációingadozást tapasztaltunk, mint az előző kísérletben ($33,99 \pm 4,27 \mu\text{g L}^{-1}$), ugyanakkor a mért értékek

mérési hibahatáron belülnek tekinthetők. A különböző P-formák koncentrációjának alakulását a 3. ábra szemlélteti.



3. ábra. A második kísérlet vízfázisában mért SRP- és TP-koncentrációk alakulása (\bar{X} átl. ± 1 SD)

Fig. 3. SRP and TP concentrations of the second aquarium experiment (\bar{X} mean ± 1 SD)

A táplálékkal bejuttatott P mennyisége átlagosan $1,64 \pm 0,36$ mg volt, ezzel szemben a faeces formájában kiülepedő frakcióban mindössze $0,147 \pm 0,01$ mg P volt mérhető. A mért eredményeket behelyettesítve a korábban ismertetett képletbe az alábbi eredményt kaptuk: $(0,04078 \cdot 20) + 0,147 = 0,9626$ mg. Ennek ismeretében kiszámoltuk az ürítésre és beépítés hatékonyságára vonatkozó adatokat: $(0,9626 / 1,64) \cdot 100 = 58,7\%$ az ürített P részaránya. Ez azt jelenti, hogy a kísérleti egyedek 41,3%-ot tudtak visszatartani, amely 0,68 mg P-nak felel meg akváriumonként.

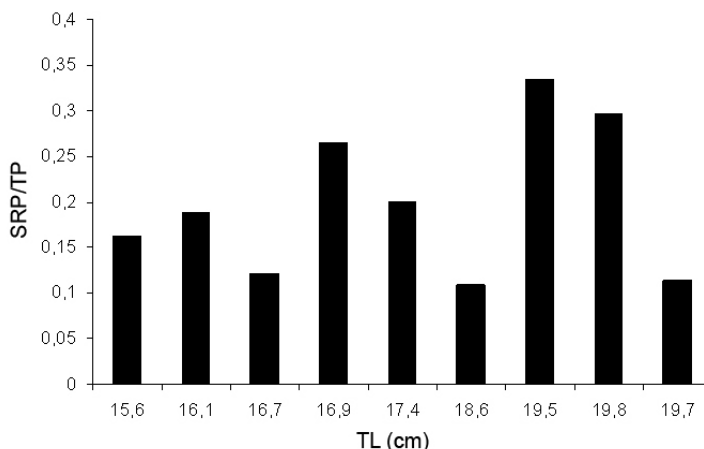
Az SRP/TP-arányok alakulása tekintetében elmondható, hogy a vízfázisból mért P-ormák figyelembevétele esetén az SRP részaránya meglepően magas, 95%- át adja a víz TP-tartalmának. Ha a rendszer összes P-tartalmának számításánál a vízfázisban mért TP-értékhez hozzáadjuk a faecessel kiülepedett P mennyiségét, az SRP részaránya 80%-ot tesz ki, amely még mindig igen tekintélyes mennyiségnek mondható.

A béltartalom-analízis alapján megállapítottuk, hogy a bodorka tápcsatornájában levő anyag $0,035 \pm 0,009\%$ -ban állt SRP-ből (nedves tömegben), illetve hogy a béltartalom $0,180 \pm 0,071\%$ - át P alkotta (TP). Az SRP és TP mennyisége közötti különbség szignifikánsan eltért ($p < 0,001$). Az SRP/TP-arányokat vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a mintaként behozott példányok béltartalmában az SRP részaránya $20 \pm 8,29\%$ volt a tápcsatorna teljes P-tartalmához viszonyítva (4. ábra).

Az egy egyedben levő teljes béltartalomra ($740,12 \pm 251,7$ mg, nedves tömeg) vonatkoztatott SRP tömege $0,24 \pm 0,10$ mg volt, TP esetében pedig $1,37 \pm 0,49$ mg-ot állapítottunk meg.

Értékelés

Az előkísérlet során, a kontrollrendszerekben tapasztalt SRP-koncentráció-csökkenés arra utalt, hogy a rendszerben olyan biológiai tevékenység zajlott, amely során a rendelkezésre álló P egy része felhasználásra került. Ez igen fontos tényező vizsgálataink szempontjából, hiszen az SRP/TP-arány megállapítása egyik fő célunk volt, azonban a hasonló biológiai folyamatok jelentősen befolyásolhatják a mért értékeket. Ezt a tényezőt sikerült kiküszöbölünk azzal, hogy a későbbiekben az akváriumaink ivóvízhálózatból származó vízzel töltöttük fel. Emellett több olyan technikai jellegű megállapítást sikerült tennünk, amelyek nagyban hozzájárultak a későbbi kísérletek sikeres kivitelezéséhez.



4. ábra. A Sajkodi-öbölből származó bodorkák bél tartalmában mért SRP/TP-arányok, a vizsgált halak teljes testhossza szerinti növekvő sorrendbe rendezve

Fig. 4. The SRP/TP ratios in the gut contents of the roach from Lake Balaton, the examined fish were taken ascending order by their total length

A mindenevő pontyfélék P-forgalmazási sajátosságait vizsgáló akváriumos kísérleteink tapasztalatait összegezve elmondhatjuk, hogy a halak mindkét kísérletsorozat esetében közel azonos, 38-41%-os hatékonysággal voltak képesek beépíteni a P-t a felvett táplálékból. Ezt az arányt a természetben igen sok tényező befolyásolhatja, mint pl. a táplálék összetétele, a környezeti viszonyok, a halak életkora (Sterner és George, 2000; Glaholt és Vanni, 2005). Saját munkánk során olyan táplálékforrást igyekeztünk biztosítani a halaknak, amely meghatározó részét képezi természetes étrendjüknek. Chironomida-lárvát és hasonló felépítésű élőlényeket nagy mennyiségben fogyasztanak mindenevő halaink (Specziár, 1999), így feltételezzük, hogy az általunk megállapított P-forgalmazási jellemzők megegyeznek, vagy legalábbis igen közel állnak az ebben a korcsoportban jellemző természetes értékekhez.

Az általunk tapasztalt P-visszatartási hatékonyságot figyelembe véve arra a következtetésre jutottunk, hogy 1 kg halbiomassza naponta 10,3-10,7 mg P-t raktározhat el testében. Ez a mennyiség reálisnak tűnik, ha arra gondolunk, hogy a pontyfélék családjába tartozó halak P-tartalma száraz tömegre vonatkoztatva 3% körül alakul (Hendrixson és mtsai., 2007; Sereda és mtsai., 2008), amely nedves tömegben kifejezve ~ 1 %-ot jelent, tehát 1 kg halbiomassza ~10 g P-t tartalmazhat.

A beépítés hatékonyságának becslése mellett igen fontos foglalkoznunk az ürítési jellemzőkkel is, hiszen a vizek eutrofizációjának szempontjából a halak által kibocsátott P mennyiségének, minőségének, ezen belül is az ürített anyagra jellemző SRP/TP-aránynak lehet jelentős szabályozó szerepe. A halak által kibocsátott P nagy része a vízfázisban található, oldott vagy diszpergált formában, ez a P-mennyiség több mint háromszorosa a szilárdabb formában kiülepedő frakció P-tartalmának. Ennek jelentősége, hogy a lebontó baktériumok számára bizonyára sokkal kedvezőbb, ha a lebontandó szubsztrát nagyobb felületen oszlik el, így sokkal gyorsabb és intenzívebb lehet a mineralizáció. Számításaink szerint 1 kg halbiomassza 15-17 mg P-t üríthet naponta, azonban az ezen belüli SRP-részarány becslésénél meg kell állnunk egy pillanatra, hiszen a két akváriumos kísérlet során egészen eltérő eredményeket kaptunk ilyen vonatkozásban. Az első kísérletben az SRP részaránya a teljes ürített P-mennyiséghez viszonyítva 23,5% volt, míg a második kísérlet

esetében ez az arány 80% körül alakult. Véleményünk szerint a jelentős eltérés oka az lehet, hogy a második kísérlet időtartamát 24 órától 48 órára módosítottuk, emiatt pedig elindulhattak azok a természetes bakteriális lebontó folyamatok, amelyek során a formált lebegő anyagban és a leülepedett faecesben raktározott összetettebb P-formák SRP formájában való felszabadulása megkezdődhetett (Padisák, 2005). A P-formák átrendeződésének elméletét támasztja alá az is, hogy az első kísérlet során az akvárium alján összegyűlt partikulált anyagban raktározott P mennyisége több mint 1,6-szorosa volt a második kísérletben mért hasonló értékeknek, ami jelezheti a mikrobiális aktivitás tápanyag-felszabadító folyamatainak jelenlétét, amelynek egyenes következménye az igen magas SRP-koncentráció kialakulása is. Mivel a két kísérlet eredményei között lényegi különbség csak ebben a vonatkozásban tapasztalható, hiszen az összességében vett ürítési-beépítési jellemzők közel azonosak, így feltételezzük, hogy a második kísérlet során tapasztalt magas SRP-koncentráció nem a valós kiválasztási jellemzőket, hanem az esetleges bakteriális szubsztrátum következményeként kialakuló állapotokat tükrözi. Bár a természetben is jelen vannak a mikrobiális lebontó folyamatok, mégis az első kísérlet során tapasztalt 23% körüli értékeket vettük további számításaink alapjául, hiszen jelen kísérletben konkrét célunk a halak általi hozzájárulás meghatározása volt, nem pedig ökoszisztéma szintű P-forgalmi folyamatok modellezése. Ennek tükrében tehát, 15-17 mg napi TP-kibocsátással és 23% SRP-részarányal kalkulálva 1 kg halbiomassza naponta ~ 3,5–4 mg SRP-t bocsáthat ki a környezetébe.

Bár a szakirodalom is tesz említést esetenkénti kiemelkedően magas SRP-részarányról a halak által ürített anyagban (Sereda és mtsai., 2008), a 23% körüli érték valós voltát támasztották alá béltartalom-analíziseink is, melyek során azt tapasztaltuk, hogy a tápcsatorna utolsó szakaszából vett faeces-mintákban az SRP részaránya átlagosan 20% körüli értéket ért el. A természetes körülmények között fogyasztott táplálék TP-tartalma 0,18% körül alakult (nedves tömegben), míg az etetéses kísérleteink során fogyasztott szűnyoglárva nedves tömegben kifejezett TP-tartalma 0,125% volt. Ezen adatok ismeretében úgy tűnik, hogy az elfogyasztott táplálék P-tartalma számottevően nem befolyásolja a képződő faeces SRP-tartalmát, hiszen a két egymástól független vizsgálat során hasonló, 20-23% körüli értékeket mérünk.

A béltartalom-analízis további eredményei alapján azt is megállapítottuk, hogy az általunk vizsgált méretcsoport 1 kg biomasszája, a tápcsatorna teljes tartalmának kiürítésével (feltételezhető napi ürítési ráta) 3,3 mg SRP-t és 19 mg TP-t bocsát ki környezetébe. Ezek az értékek tehát természetes, vegyes táplálék fogyasztása esetén értendők. Az eredményeket áttekintve azt láthatjuk, hogy a laboratóriumi akváriumos kísérletek és a béltartalom-analízis alapján készült becslések közel azonos P-kibocsátási értékekre engednek következtetni.

A P-forgalmazásra vonatkozó becsléseink gyakorlati jelentőségének illusztrálására példaként vegyünk egy ideális, ugyanakkor a természetben is gyakran előforduló sajátosságokkal rendelkező állóvizet, amely az egyszerűség kedvéért legyen 1 méter átlag mélységű és 10 hektár felületű sekély tó, amelyben a pontyfélék hektáronkénti biomasszája 150 kg. Ezeket a paramétereket, illetve az általunk tett becsléseket figyelembe véve a halállomány naponta 22500–28500 mg TP-kibocsátással, és ezen belül 5000–6000 mg SRP-vel terheli környezetét. Másképp kifejezve, a mindenevő pontyfélék, kiválasztásukon és ürítésükön keresztül naponta 0,225–0,285 $\mu\text{g L}^{-1}$ -nel növelhetik a víz TP-tartalmát, míg SRP esetében ez a kibocsátás 0,05–0,06 $\mu\text{g L}^{-1}$ körül alakul.

Ezek az értékek elhanyagolhatóan szerény hozzájárulásnak tűnhetnek, ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy a bentoszfogyasztó halak szerepe a tápanyagforgalomban nem merül ki a kiválasztásban, mivel a táplálkozási szokásaikkal kapcsolatos, ún. bioturbációs tevékenységük révén is jelentős mennyiségű tápanyagot szabadítanak fel az üledékből (Breukelaar és mtsai., 1994). A halak szerepe még hangsúlyosabb lehet olyan mélyebb

tavakban, ahol a különböző abiotikus hatások (hullámozgás, szél felkavaró hatása stb.) csak korlátozott mértékben hatnak a P-forgalomra, ilyen vizekben a halak általi horizontális és vertikális mobilizáció lehet a meghatározó P-forrás az elsődleges termelők számára. Fontos megjegyezni, hogy a fent említett napi szintű kiválasztási értékek összeadódnak, így egyhónapos időtartamot figyelembe véve a halállomány pusztán ürítéssel akár 1,5-2 µg-mal is emelheti az SRP-koncentrációt literenként, amelynek kiemelt jelentősége lehet olyan tápanyagban viszonylag szegény vizekben, ahol az SRP-tartalom 7-8 µg L⁻¹ körül alakul. Ilyen vizekben 1-2 µg SRP-koncentráció-emelkedés is képes lehet átlendíteni a rendszert a limitáció küszöbén, amelyet 10 µg L⁻¹ körül határoznak meg (Padisák, 2005). Természetesen meg kell jegyezni, hogy a vizek rendelkeznek kompenzációs képességgel, vagyis a kibocsátás ellensúlyozására működnek tápanyag-visszatartó mechanizmusok is, főként az üledékben (Hupfer és Lewandowski, 2007). Ennek mértéke azonban igen eltérő lehet az egyes ökoszisztémákban, amely nem teszi lehetővé, hogy vizeinket egységes rendszerként kezelve, általános szabályszerűségek alapján vonjunk le a tápanyagdinamikára vonatkozó általános következtetéseket. A komplex, minden változóra kiterő számítások esetén figyelembe kell venni az adott víztér halállományának mennyiségi és minőségi viszonyait, a külső-belső tápanyagterhelési jellemzőket, az üledékkarakterisztikát, redoxpotenciálviszonyokat, a hínárállomány jellemzőit, és számos egyéb paramétert is (Søndergaard, 2007). Az ilyen, minden tényezőre kiterjedő számítások elvégzése után lehet tápanyagforgalmi egyensúlyra és az eutrofizáció folyamatának alakulására vonatkozó hiteles előrejelzéseket adni. Ebben a soktényezős rendszerben fontos komponens a halak hozzájárulásának pontos meghatározása, illetve ennek ismeretében adhatunk célzott és az egyes vízterek esetében egyedi javaslatokat a halállományok optimalizálására.

Mivel vizeinkben a hozzáférhető P mennyisége képes legtöbb esetben korlátozni az elsődleges termelők produkcióját (Boros és mtsai., 2009a), így az ún. biomanipulációs, tó-rehabilitációs beavatkozások fő célpontja rendszerint a hozzáférhető P mennyiségének csökkentése különböző módszerekkel (halállomány-szabályozás, üledék levegőztetése, külső P-terhelés csökkentése stb.) (Søndergaard, 2007). A vizek előrehaladott eutrofizációja előidézhethet számos olyan körülményt, amely mind természeti, mind pedig gazdasági szempontból kedvezőtlennek minősíthető. Példaként megemlíthetjük, hogy az eutróf/hipertróf vizekben a biodiverzitás radikális csökkenése figyelhető meg (Trolle és mtsai., 2009), amely során számos értékes faj tűnhet el az ökoszisztémából, emellett az ilyen vizek gyakran bűzösek, zavarosak, és tartalmazhatnak algák által termelt toxinokat is, amelyek lehetetlenné teszik, de legalábbis igen megnehezítik az ivóvízként vagy fürdővízként való hasznosítást. A vizeinkben lejátszódó kedvezőtlen folyamatok alakulásában jelentős szerepe van az emberi tevékenységnek, így a mi feladatunk az is, hogy ezeket a leromlott állapotú vizeket helyreállítsuk, és hogy stratégiákat dolgozzunk ki a hatékonyabb biomanipulációs beavatkozások kivitelezéséhez. Ehhez a folyamathoz kívántunk hozzájárulni a halállomány szerepének pontosabb meghatározásával, abban a reményben, hogy a közeljövőben hazánkban is gyakorlattá válnak azok a tókezelési- és tóhelyreállítási beavatkozások, amelyeket Nyugat-Európában és a világ számos fejlett országában rutinszerűen alkalmaznak.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket szeretnénk kifejezni a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszéke és az MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete azon dolgozóinak, akik a munkánkhoz szükséges feltételeket biztosították, valamint külön köszönet illeti Nemes Ildikót. A munka a T48758 OTKA anyagi támogatásával készült.

Irodalom

Boros G., Tátrai I., György Á. I., Vári Á., Nagy S. A. (2009a): Changes in internal phosphorus loading and fish population as possible causes of water quality decline in a shallow, biomanipulated lake. *International Review of Hydrobiology* 94: 326–337.

- Boros G., Tátrai I., Nagy S. A. (2009b): Using high-pressure teflon bomb digestion in phosphorus determination of aquatic animals. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 45: 55–58.
- Breukelaar, A. W., Eddy Lammens, H. R. R., Klein Breteler, J. G. P., Tátrai, I. (1994): Effect of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll-a. *Freshwater Biology* 32: 113–121.
- Glaholt, S. P., Vanni, M. J. (2005): Ecological responses to stimulated benthic-driven nutrient subsidies mediated by omnivorous fish. *Freshwater Biology* 50: 1864–1881.
- Griffiths, D. (2006): The direct contribution of fish to lake phosphorus cycles. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 86–95.
- Hendrixson, H. A., Sterner, R. W., Kay, A. D. (2007): Elemental stoichiometry of freshwater fishes in relation to phylogeny, allometry and ecology. *Journal of Fish Biology* 70: 121–140.
- Higgins, K. A., Vanni, M. J., González, M. J. (2006): Detritivory and the stoichiometry of nutrient cycling by a dominant fish species in lake of varying productivity. *Oikos* 114: 419–430.
- Horpilla, J., Kairesalo, T. (1990): A fading recovery: the role of roach (*Rutilus rutilus* L) in maintaining high phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesijarvi, southern Finland. *Hydrobiologia* 200/201: 153–165.
- Hupfer, M., Lewandowski, J. (2007): Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments- a long-lasting paradigm in limnology. *International Review of Hydrobiology* 93: 415–432.
- Karjalainen, J., Leppä, M., Rahkola, M., Tolonen, K. (1999): The role of benthivorous and planktivorous fish in a mesotrophic lake ecosystem. *Hydrobiologia* 408/409: 73–84.
- Mehner, T., Mattukat, F., Bauer, D., Voigt, H., Benndorf, J. (1998): Influence of diet shift in underling fish on phosphorus recycling in a hypertrophic biomanipulated reservoir. *Freshwater Biology* 40: 759–769.
- Moss, B., Madgwick, J., Phillips, G. (1996): A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. *WW Hawes*, UK
- Padisák J. (2005): Általános Limnológia. *ELTE Eötvös Kiadó*, Budapest
- Perrow, M. R., Jowitt, A. J. D., Stansfield, J. H., Phillips, G. L. (1999): The importance of the interactions between fish, zooplankton and macrophytes in the restoration of shallow lakes. *Hydrobiologia* 395/396: 199–210.
- Scheffer, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Population and Community Biology Series 22, *Chapman & Hall*, 2-6 Boundary Row, London
- Sereda, M. J., Hudson, J. J., Taylor, D. W., Demers, E. (2008): Fish as sources and sinks of nutrients in lakes: direct estimates, comparison with plankton and stoichiometry. *Freshwater Biology* 53: 278–289.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E. (2003): Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506/509: 135–145.
- Søndergaard, M. (2007): Nutrient dynamics in lakes-with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration. Doctor's dissertation, *University of Aarhus*, Denmark
- Specziár A. (1999): Öt pontyféle tápláléka és táplálkozási stratégiája a Balaton főbb élőhelyein. *Halászat* 92/3: 124–132.
- Sterner, R. W., George, N. B. (2000): Carbon nitrogen and phosphorus stoichiometry of cyprinid fishes. *Ecology* 81/3: 127–140.
- Strickland, J. D. H., Parsons, T. R. (1972): A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, Ottawa, Canada
- Tarvainen, M., Sarvala J., Helminen H. (2002): The role of phosphorus release by roach in the water quality changes of a biomanipulated lake. *Freshwater Biology* 47: 2325–2336.
- Tátrai I., Mátyás K., Korponai J., Szabó G., Pomogyi P., Héri J. (2005): Response of nutrients, plankton communities and macrophytes to fish manipulation in shallow eutrophic wetland lake. *International Review of Hydrobiology* 90: 511–522.
- Tátrai I., Istvánovics V. (1986): The role of fish in the nutrient cycling in Lake Balaton. *Freshwater Biology* 16: 417–424.
- Tolonen, K. T., Karjalainen, J., Staff, S., Leppä, M. (2000): Individual and population level food consumption by cyprinids and percids in a mesotrophic lake. *Ecology of Freshwater Fish* 9: 153–162.
- Trolle, D., Zhu, G., Hamilton, D., Luo, L., McBride, C., Zhang, L. (2009): The influence of water quality and sediment geochemistry on the horizontal and vertical distribution of phosphorus and nitrogen in sediments of a large, shallow lake. *Hydrobiologia* 627: 31–44.
- Vanni, M. J. (2002): Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 33: 341–370.
- Zimmer, K. D., Herwig, B. R., Laurich, L. M. (2006): Nutrient excretion by fish in wetland ecosystems and its potential to support algal production. *Limnology and Oceanography* 51/1: 197–207.



A Balaton Tihanynál (Czekes Zsolt felvétele)



Vizsgálat előtt álló bodorkák (Boros Gergely felvétele)