

NATURA SOMOGYIENSIS 14.

Lanszki József

Vadon élő vidrák Magyarországon

Wild living otters in Hungary



Sorozatszerkesztő - *Editor-in-chief*

ÁBRAHÁM LEVENTE

Szerkesztőbizottság - *Editorial Board*

JUHÁSZ M. (H), FARKAS S. (H), KÖRMENDI S. (H), LANSZKI, J. (H),
KRČMAR, S. (CR), DOBOSZ, R. (PL)

Kaposvár, 2009

A megjelent kötetek pdf-ben is elérhetők:

<http://www.smmi.hu/termtud/ns/ns.htm>

Published volumes are available online in pdf format:

<http://www.smmi.hu/termtud/ns/nse.htm>

Fotók - *Photos by*

LANSZKI JÓZSEF

Szakmai lektorok - *professional revisors*

HELTAI MIKLÓS PhD

KÖRMENDI SÁNDOR PhD

SUGÁR LÁSZLÓ CSc

Technikai szerkesztő - *Technical editor*

ÁBRAHÁM LEVENTE PhD

A technikai szerkesztő munkatársai - *The technical editor's assistants*

MEZŐNÉ KIRCS KATALIN és HORVÁTH PÉTER

Minden jog fenntartva. A mű egyetlen részlete sem használható fel, nem sokszorosítható és nem tárolható adathordozó rendszerben a kiadó írásos engedélye nélkül!

Neither this publication nor any part of it may be reproduced in any form or distributed without the prior written permission of publisher!

ISSN-1587-1908(Print)

ISSN 2062-9990 (Online)

ISBN 978-963-7212-39-0

DOI:10.24394/NatSom.2009.14.2

Kiadja - *Published by:*

Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága - *Directorate of Somogy County Museums*

Felelős kiadó - *Responsible publisher:*

DR. KÖLTŐ LÁSZLÓ megyei múzeumigazgató - *director*

Nyomdai munkák - *Printed by:*

PETHŐ & TÁRSA NYOMDAIPARI KFT. Kaposvár

Tartalom - Contents

ELŐSZÓ (Horn Péter akadémikus).....	5
1. BEVEZETÉS.....	6
2. A VIDRA ELŐFORDULÁSÁNAK FELMÉRÉSE ÉS ÉLŐHELYÉNEK MINŐSÍTÉSE.....	8
2.1. Problémafelvetés, előzmények.....	8
2.2. A vidra elterjedése.....	8
2.3. Vidrafelmérési módszerek.....	13
2.4. Saját felmérések.....	18
2.5. Eredmények.....	21
a) Élőhelyi jellemzők.....	21
b) Hidak jellemzői.....	25
c) Emberi zavaró hatások.....	26
d) A felmérés módszere.....	29
3. VIDRAPOPULÁCIÓK: GENETIKAI MINTÁZAT, SŰRŰSÉG ÉS MONITOROZÁS.....	41
3.1. Problémafelvetés, célkitűzések.....	41
3.2. Vizsgált területek.....	45
3.3. Molekuláris genetikai vizsgálat módszere.....	46
3.4. Eredmények.....	52
a) Dráva menti területek - regionális léptékű vizsgálat.....	52
b) Halastavak - kisléptékű vizsgálat.....	59
c) Országos léptékű vizsgálat.....	63
3.5. Vidramonitorozás a Dráva mentén.....	64
4. A VIDRA POST MORTEM VIZSGÁLATA.....	70
4.1. Problémafelvetés, célkitűzések.....	70
4.2. Módszerek.....	74
4.3. Eredmények.....	78
a) Morfológia.....	78
b) Kondíció, gyomortartalom.....	80
c) Mortalitási okok.....	83
d) Sérülések, egészségi állapot, szervsúlyok.....	85
e) Szaporodásbiológia.....	86
f) Toxikus anyagok feldúsulása.....	90

5. A VIDRA TÁPLÁLKOZÁSI SZOKÁSAI.....	100
5.1. A vidra zsákmányszerző viselkedése, vizsgálati módszerek.....	100
5.2. Problémafelvetés, célkitűzések.....	106
5.3. Alkalmazott módszerek.....	111
a) Táplálékvizsgálatban szereplő területek.....	111
b) Mintagyűjtés és mintafeldolgozás.....	119
c) Táplálék-összetétel számítás.....	121
d) Halkészlet adatok.....	123
e) Mocsári teknőssel kapcsolatos vizsgálatok módszerei.....	124
f) Meteorológiai adatok.....	126
g) Statisztikai értékelés.....	126
5.4. Eredmények.....	128
a) Dráva és holtágak.....	128
b) Kisvízfolyások.....	143
c) Lápok.....	148
d) Tavak.....	153
e) Halastavak.....	157
f) A vidra mocsári teknős predációja - egy esettanulmány ismertetése.....	163
g) Halteleltető tavak.....	171
h) Gyomortartalom vizsgálat.....	176
6. VIDRAMEGŐRZÉS.....	178
6.1. Előzmények.....	178
6.2. A megőrzés néhány lehetősége.....	180
7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	186
8. IRODALOM.....	187
9. MELLÉKLETEK.....	201
<i>WILD LIVING OTTERS IN HUNGARY (SUMMARY).....</i>	<i>233</i>

ELŐSZÓ

Az édesvízkészlet hazánk stratégiai fontosságú természeti kincse. E tekintetben kivételezett, kedvező helyzetben vagyunk Európában. A felszíni és felszín alatti vízkészletünk megőrzése azonban a jelen és a jövő számára nagy kihívást is jelent. Számos példát láthattunk súlyos vízszennyezésekre, környezeti katasztrófákra, és szinte hihetetlenül hangzik, de egyes mediterrán országok tankerekkel már nemcsak olajat, hanem ivóvizet kényszerülnek behajózni... Minden olyan tevékenység, mely ezt a nélkülözhetetlen erőforrásunkat megővni szándékozik, a jövő nemzedéke számára növeli az egészséges környezetben való élet esélyét. A vidrát, mint a vizes élőhelyek csúcsragadozóját ebben kulcsfontosságú jelző fajnak látom. A 20. században tapasztalt hanyattatott sorsa azt mutatja, hogy a felszíni vizek szennyezése a táplálékforrásainak megcsappanásán és a mérgeanyagok szervezetében való feldúsulásán keresztül egész nagy európai régiókban a kipusztulásához vezetett. Egykori élőhelyeire – újra kedvezővé váló állapotuk esetén is – csak lassan tér vissza. Nyugodtan állítható tehát, hogy a vidra a vizeink őrszeme.

Magyarországon a vidrával, pontosabban a nyomaival a természetközeli élőhelyektől a mesterséges halastórendszerekig egyaránt találkozhatunk. Szerencsére, mert ez azt jelenti, hogy a vizeink állapota jellemzően kedvező. Az ember vidrához való viszonya nem mindig felhőtlen, melyre a régmúltban, csakúgy mint ma, alapvetően a versengés jellemző. Ez abból adódik, hogy közös a „táplálékunk” és a vidra az embernél ügyesebb halász. Bár ma már széleskörű kutatási tapasztalatokra támaszkodhatunk, a vidra megítélése gyakran mégis érzelmi alapon történik. Ez, feltehetően a halászati ágazat szereplőinek nem mindig irigylésre méltó közgazdasági helyzetével, részben a széles körben hozzáférhető hazai, magyar nyelvű „vidrás” alapirodalom hiányával is magyarázható.

Ez a hiánypótló kötet a hazai vadon élő vidrák életének számos mozzanatát mutatja be, nagyrészt a Szerző és munkatársai által az elmúlt közel két évtizedben végzett - szer-teágazó tudományos igényű kutatás alapján. A könyv az Olvasóját hazánk természeti ritkaságokban egyik leggazdagabb folyójához, a Drávához kalauzolja, ahol nyomon követhetjük a folyó mentén, a holtágakon és a kis patakokon élő vidrák rejtett életét. Bepillantást nyerhetünk a titokzatos somogyi lápok életébe, természetesen mindig a vidra szemszögéből. Hasonlóképp, ízelítőt kaphatunk a halastórendszereken élő vidrák (és a halászok) nem könnyű mindennapjairól.

A kutatási tapasztalatok nemcsak a faj- és élőhelymegőrzés, a természetvédelem gyakorlatában, hanem a halgazdálkodásban is felhasználhatók. Ennek révén, várhatóan, jobban elfogadottá válik a vidra jelenléte a halgazdálkodással hasznosított területeken. Nem utolsósorban hasznos olvasmányt jelent a vidrák élete iránt érdeklődő természetbarátok számára is.

Ajánlom ezt a könyvet mindazoknak, akik a hazai, vadon élő vidrák életmódját jobban szeretnék megismerni.

Kaposvár, 2009. április 7.



Horn Péter
akadémikus, rektor emeritus

1. BEVEZETÉS

A közönséges, vagy eurázsiai vidra (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) az emlősök osztályába, a ragadozók rendjébe, a menyétfélék családjába, a vidraalakúak alcsaládjába tartozik. Az európai menyétfélék között a leghosszabb testű, továbbá a rozsomák és a borz után a harmadik legnagyobb tömegű faj. Európában kb. 25 millió éve jelent meg a mai vidra őse, hosszú idő állt tehát rendelkezésre a vízi életmódhoz való alkalmazkodáshoz. A vidra hengeres testű, lábai rövidek, szárazföldön járása esetlen. Öt lábujja között jól fejlett csupasz úszóhártyák feszülnek. Lassú, vagy vízfelszíni úszás közben lábait is használja, gyors úszás közben – ami elérheti a 10-12 km/órás sebességet – törzsének és farkának fel-le kigyózó mozgásával torpedóként fúrja előre magát a vízben, miközben lábait a törzséhez szorítja. Kormányzásnál a fark játssza a főszerepet. A farka hosszú, tövénél vastag, majd egyenletesen elvékonyodik, enyhén lapított. Nyaka rövid, erős, kissé vékonyodó, a feje kicsi, hosszúkás-ovális, lapított, alig szélesebb, mint a nyak. Nagy szemei szűken, fülei a koponyatetőn távol állnak egymástól. A fülei kicsik, lekerékítek és alig emelkednek ki a bundából. Hallása, szaglása, tapintása kitűnő, látása sötétben is jó. Víz alá merülve orr- és fülnyílásai bezáródnak, szemhéjmirigyük váladéka pedig a szemet védi a víz ellen. Víz alatti tájékozódásában, a zsákmány fajok keresésében a hosszú bajuszszőrei is segítik. Erőteljesen fejlett tüdeje lehetővé teszi, hogy egy-egy merülés alkalmával akár 3-4 (8) percig, és akár 400 méter távon is víz alatt tudjon maradni. A merülések során szívritmusa lelassul, így még kevesebb oxigént használ fel a szervezete. Ennek ellenére az átlagos merülés ennél rövidebb, csak fél-másfél percig tart és inkább a parti sekélyebb zónákra korlátozódnak. Az egész testet egyenletes vastagságú, fényes rugalmas fedőszőrök és nagyon puha gyapjuszőrök borítják, amelyek megvédik az állatot a kihűléstől. Bundája színezete felül fénylő sötétbarna, alul kissé világosabb, a mellén szürkébe hajló. A nyári és a téli bunda között árnyalatbeli különbségek lehetnek. Speciális életmódjának köszönhetően ugyanis a vidra egész éven át folyamatosan vedlik. A bunda csillogását részben a szőrszálak közé záródott levegőbuborékok, valamint a bőr faggyúmirigyeinek váladéka okozza, amely a szőrzetet gyakorlatilag vízhatlanná teszi. A víz alatt úszó vidráról csak a felszínre törő buborékok árulkodnak. A vidra vízhez kötődő életmódja ellenére életének jelentős részét mégis a szárazföldön tölti. Bundája ugyan tömött, zsíros, de sok időt, egyes vizsgálatok szerint idejének 6%-át, kell fordítania annak tisztán és szárazon tartására, mivel a vízben csak az védi a hidegtől. A vizes szőrzet miatti hőveszteség sokkal nagyobb (a jegesmedvénél *Ursus maritimus*, például 20-50-szeres), mint a száraz szőrzeté. Hasonló probléma áll fenn az olajjal szennyezett bunda esetében is. A vidra táplálékfogyasztása a testtömeg kb. 15%-át teszi ki, a kifejlett példányoknál átlagosan napi 1100 gramm, fiatalok esetében 800 gramm táplálékfelvétellel lehet számolni. A vidra megőrizte a ragadozók tipikus fogazatát, ami 36 fogból áll.

A fajról részletes leírás például CHANIN (1985), MASON ÉS MACDONALD (1986) és KRUK (1995, 2006) összefoglaló műveiben, magyar nyelven FARAGÓ (2002) és KEMENES (2005) szerkesztésében megjelent könyvekben található.

A vidrát minden nemzetközi természetvédelmi egyezmény kiemelten fontos szereppel ruhazza fel. Igazi zászlóshajó faj. Mindez nem véletlen, mert a vidra védelme, számos más, természetvédelmi szempontból fontos állatfaj, valamint ezek élőhelyeinek a megőrzését is segíti. Ez nemcsak a természetközeli élőhelyekre vonatkozik, hanem a hal-

evők- és más, vizes élőhelyhez időszakosan, vagy állandóan kötődő, és vándorló fajok állományainak fenntartását és szétterjedését nagyban elősegítő halastavakra is. További ok, amiért elterjedési területén belül sokfelé, a legmagasabb fokú védelemben részesül, hogy a felszíni vizek mértéktelen szennyezése miatt, az 1960-as évektől az európai állománya drasztikusan visszaesett, sőt a szigorú jogi védelem ellenére több országból kipusztult. A vizes élőhelyek természeti állapotában, az utóbbi időben bekövetkezett javulás eredményeképp állománya napjainkban ismét fejlődik. Bebizonyosodott tehát, hogy a faj sérülékeny, pusztán paragrafusokkal nem védhető meg, stabil állományának fennmaradása alapvetően az élőhelyeit érintő kedvező intézkedésektől és a faj alaposabb ismeretétől függ.

A hazai vidraállomány helyzete hivatalosan: kedvező. Azonban állomány nagyságának megállapítása, a populáción belüli kapcsolatok megismerése éjszakai életmódja miatt még egy kis területen is nehéz. Különösen hiányosak az ismereteink a faj tér- és időhasználatáról, ami nagyban visszavezethető arra, hogy nem volt hazai rádiótelemetriás vizsgálat. Márpedig a hazai vidrapopulációra vonatkozó sajátosságok megismerése megőrzési szempontból lényeges. Ez az átfogó tanulmány éppen azért lehet érdekes a Tisztelt Olvasónak, mert olyan vizsgálati módszerekre épül, melyek révén bepillantást nyerhetünk a magát nehezen megmutató vidra mindennapjaiba. Egyik ilyen korszerű, és napjainkban dinamikusan fejlődő módszert a molekuláris genetika eszköztárának alkalmazása jelenti. Ezzel, az állatok megfogása nélkül, pusztán a hátrahagyott nyomjelből, a vidraürülékből tudunk a populációsűrűségről, a genetikai struktúráról, az ivari összetételre ismereteket szerezni. A vidra az ember elől ugyan rejtőzködik, mégis viszonylag gyakran esik közúti forgalom, orvvadászat, vagy kutyák áldozatává. Az elpusztult talált példányok részletes, boncolásra alapozott vizsgálatával például képet kaphatunk a vadon élő vidrák külső jegyeiről, az elhullási okokról, a tápláltsági- és egészségi állapotukról, a szervezetükben felhalmozódott toxikus anyagok szintjéről. A kötetben, közel 400 helyszínen elvégzett vidrafelmérés alapján, egy összefoglaló esettanulmányt is közlünk. Ez tájékoztatást ad a vidra előfordulását befolyásoló számos tényezőről, továbbá támpont lehet az IUCN Vidraszakértő Csoportja által javasolt módszer hazai bevezetéséhez is. A vidrának a vízi életközösségekben, akár a természetközeli vizes élőhelyeken, akár a haltermelő területeken betöltött szerepének megítéléséhez a táplálkozás szokásainak részletes vizsgálata vezet. Bár 1991 óta sok területen és élőhely típuson végeztünk vidra táplálkozásbiológiai vizsgálatokat, így a Dráván, holtágakon, patakokon, csatornákon, lápokon, természetvédelmi kezelésben álló tavakon és halastavakon is, ezeknek a kötetben bemutatott eredményei magyar nyelven többségükben nem hozzáférhetők. Talán nem hiábavaló a vidra étlapjának alaposabb áttekintése, ezáltal remélhetően sok hiedelmem sikerül eloszlatni.

Az alap kutatásból gyűjtött tapasztalatok a hazai és a közép-európai természetvédelmi és halgazdálkodási gyakorlatban egyaránt hasznosulhatnak. A vizes élőhelyek megőrzésében, a nemzeti ökológiai hálózat funkciójának fenntartását elősegítő intézkedésekhez közvetlenül hasznosíthatók. Az ismeretterjesztő munkáktól kissé részletesebb (sarkosabb) eredmény értékelések nem titkolt célja az, hogy hazai kutatási tapasztalatokon alapuló, egyértelmű ismereteket adjunk a vidra- és élőhelyeinek megőrzéséhez. A halgazdálkodók figyelmébe különösen a halpreferencia vizsgálatokat ajánljuk, mert azok közvetlenül hasznosíthatók a gyakorlatban. Ezzel, a vidra halállományra irányuló predációs hatásának mérsékléséhez szeretnénk segítséget nyújtani. Egyúttal a felmerülő problémákra is felhívjuk a figyelmet.

Összességében, meggyőződésünk, hogy ennek a csodálatos ragadozónak kulcsszerepe van a vizes élőhelyek állatközösségében. Nélküle nem pusztán „csak” egy fajjal lenne szegényebb a vizeink élővilága, hanem egy fontos zárókő fajjal, márpedig zárókő nélkül a boltív összeomlik.

2. A VIDRA ELŐFORDULÁSÁNAK FELMÉRÉSE ÉS ÉLŐHELYÉNEK MINŐSÍTÉSE

2.1. Problémafelvetés, előzmények

A vidra országos elterjedésű ragadozó (pl. KEMENES 1991, Heltai 2002, KEMENES et al. 2005, BIHARI et al. 2007, KvVM-TVH 2008), szinte minden olyan víztest környékén előfordul, amely általa elérhető halakkal benépesült, illetve ahol megtalálja búvó- és szaporodó helyét. A hazai állományt stabilitás jellemzi (KRANZ 2000, HELTAI 2002, KEMENES et al. 2005). Ennek oka, hogy Magyarország a korábbi vízszabályozások ellenére is gazdag maradt felszíni vizekben, melyek jellemzően kevésbé szennyezettek, továbbá a nagy kiterjedésű halastórendszerek kedvezőek a vidra számára.

A faj magyarországi állományhelyzetének megítélése szempontjából problémát jelent, hogy a különböző hazai felmérések (összegezve: KEMENES et al. 2005) eredményei nehezen illeszthetők egymáshoz (részletesebben: LANSZKI és HELTAI 2005). Továbbá az 1995-től folyó évenkénti országos felmérések más európai felmérésekhez sem illeszkednek, ezért szakmailag nem elfogadottak (REUTHER és KREKEMEYER 2003). Standard felmérő módszer, és megfelelő értékelés hiányában bizonytalan az állományváltozási tendenciák megállapításának háttere is. Szakmailag elfogadott felmérés annál is inkább fontos lenne, mert a vidra, mint közösségi szempontból jelentős faj (pl. számos Natura 2000 terület jelölő faja) állományának helyzetértékelése kötelezettségünk, továbbá pontos ismeretek birtokában van lehetőség a faj- és élőhelyének megőrzése érdekében tenni (pl. Európai Unió forrásokat mozgósítani).

Vidra felmérésre és monitorozásra 2000 óta áll rendelkezésre az IUCN vidra szakértői csoportja által javasolt protokoll (REUTHER et al. 2000).

2.2. A vidra elterjedése

Az eurázsiai vidra palearktikus faj, areája a 13 vidrafaj (CORBET és HILL 1991) közül a legnagyobb. Kelet-nyugati elterjedése Írországtól Japánig húzódik, északi elterjedési határa körülbelül a Sarkkör, délen Észak-Afrika, a Közel-Kelet, India északi része, illetve Délkelet-Ázsia szigetvilága (1. ábra). Ezen a nagy elterjedési területen belül legalább tíz alfaja ismert (MITCHELL-JONES et al. 1999). Jelenlétéhez különösen fontos a jó vízminőség, a táplálékellátottság és a partvonal megfelelő takartsága. A magas hegyvidékek kivételével vizek mentén bárhol előfordulhat (CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, KRUK 1995, MITCHELL-JONES et al. 1999).

A vidra Európában is széles elterjedésű faj (MITCHELL-JONES et al. 1999), kontinensünk egyik karakterisztikus ragadozója. Európai elterjedését az 1970-es évek közepétől, állomány hanyatlásának észlelését követően kezdték vizsgálni (pl. WEST 1975, MACDONALD és MASON 1976). A hatvanas, hetvenes években Európa-szerte jelentős állománycsökkenés történt, valószínűleg a mérgező kemikáliák (PCB-k, DDT), a vadá-



1. ábra: A vidra elterjedési területe (MASON és MACDONALD 1986)

szat és az élőhelyvesztés együttes hatására. Kipusztult Lichtenstein, Hollandia és Svájc területéről. Életerős állományok maradtak fenn Portugáliában, Írországon, Görögországban, Skóciában és az észak orosz tajgán. A Skandináv országokban az amerikai nyérc terjedésével a két faj közötti versengés jelentkezett. Ez elsősorban a télen fellépő jelentős táplálkozási niche-átfedés miatt következett be (pl. ERLINGE 1972, KAUFHALA 1996). Számos visszatelepítési és sűrűsénynövelési programot hajtottak végre, többek között Svájcban, Hollandiában, Svédországban, Nagy-Britanniában és Spanyolországban, de természetes megtelepedés is bekövetkezett pl. Finnországban és Nagy-Britanniában (MITCHELL-JONES et al. 1999). Korfu, Lesbosz, Khiosz és Euboeia kivételével hiányzik a mediterrán szigetvilágból. A több generáción keresztül tapasztalt állományhanyatlás következtében az IUCN (Nemzetközi Természetvédelmi Unió) 1999-ben a vidrát a veszélyeztetett fajok között sérülékeny (vulnerable, potenciálisan veszélyeztetett) fajként listázta (HILTON-TAYLOR 2000).

Az aktív és passzív védelem, a vizes élőhelyek általános javulása (pl. rehabilitációja), a mérgező anyagok koncentrációjának csökkenése következtében, az 1990-es évek felmérései szerte Európában a faj terjedését és állománynövekedését mutatták (pl. Németország: REUTHER és ROY 2001, Spanyolország: CORTÉS et al. 1998, RUIZ-OLMO és DELIBES 1998, Lengyelország: BRZEZIŃSKI et al. 1996, Szerbia és Montenegró: PAUNOVIC és MILENKOVIĆ 1996, Portugália: TRINDADE és FARINHA 1998, európai áttekintés: CONROY és CHANIN 2002). A javuló állományhelyzetre való tekintettel az IUCN a Vörös Listán a vidrát a veszélyeztetettség közeli faj (Near Threatened) kategóriába sorolta (IUCN 2006). Az állománynövekedés helyenként már olyan mértékű volt, hogy egyes szerzők a növekvő károkozás miatt esetleg újból fellépő üldözéstől tartottak, elsősorban a magánosításon ebben az évtizedben átesett közép-kelet-európai régióban (REUTHER 1998, KRANZ 2000). Az 1994-ben 37 országot átfogó felmérés eredményéhez képest, a 2001-ben végzett felmérés szerint a növekvő vidraállományok aránya 28%-ról 38%-ra emelkedett, ezzel együtt csökkent azon országok részaránya (40%-ról 22%-ra), melyekben a vidra ritka, vagy kipusztult fajnak tekinthető. A stabil állományokkal rendelkező országok részaránya (a fennmaradó rész) nem változott lényegesen.

A legtöbb ragadozó fajjal ellentétben a vidra elterjedéséről és állományalakulásáról számos európai összefoglaló mű látott napvilágot (pl. CHANIN 1985, KRUK 1995, MACDONALD 1983, MASON és MACDONALD 1986, CONROY és CHANIN 2002). A vidra európai állományhelyzetét magyar nyelven KEMENES et al. (2005) tekintették át részletesen.

Az IUCN-en belül külön vidra szakértő csoport (Otter Specialist Group: <http://www.otterspecialistgroup.org/>) alakult, kiadványa az IUCN/SCC Otter Specialist Group Bulletin, amely az érdeklődők számára hozzáférhető.

Élőhely igény

A vidra a Pannon életföldrajzi régióban potenciálisan minden vizes élőhelyen előfordulhat, melynek halellátottsága megfelelő és parti növényzete bűvőhelynek alkalmas. Fontos élőhelyei a halastavak és a halastórendszerek, mert ezek környékén általában egész éven keresztül táplálék áll rendelkezésre. E tavakat gyakran háborítatlan nádasok, bokros területek, vízparti erdők övezik, amelyek kedvező életfeltételeket jelentenek számára. Egyes bő halkészletű holtágak és folyók vidraállománya szintén jelentős.

A horgász- és üdültavakon nagymértékű az emberi jelenléttel járó zavarás, a parti növényzet hiánya, vagy átalakítása, stb., melyek a halbőség mellett sem teremtenek kedvező feltételeket a vidra folyamatos jelenlétéhez. Más mesterségesen kialakított állóvizekben (pl. víztározókon, kavicsbánya tavakon), és természetes állóvizeken (pl. lápokon) is megtaláljuk a vidrát, kisebb állománysűrűségben. A vidra élőhelyeit összekötő folyók, patakok, csatornák nagyon fontos szerepet töltenek be a vándorlásban, az új területek foglalásában. Azokon a területeken, ahol a táplálékellátottság nem elegendő, és a parti növényzet gyér, vagy az élőhely időszakosan kiszárad, a vidra csak alkalmi vendég. A befolyásoló tényezők bonyolult mintázata eredményezi azt, hogy például nagyobb települések belterületén lévő vizek mentén is előfordulhat.

Mozgáskörzete

Az első európai rádió-telemetriás felmérés (GREEN et al. 1984) szerint, egyetlen vidra akár 40 km-es skóciai folyó partszakaszon is mozoghat, sőt 84 km-es partszakaszra kiterjedő egyedi mozgáskörzetet is leírtak. Az átlagos mozgáskörzet a hímek esetén 40 km, a nőstényeké 18 km volt. KRUK et al. (1993) szintén Skóciában végzett vizsgálata nagy hasonlóságot mutatott az előbbivel, e szerint a hímek (n=6) mozgáskörzete átlagosan 34,8 km, a nőstényeké (n=2) 20 km folyó partszakaszra terjedt ki. Svédország déli területein végzett nyomkövetés alapján ERLINGE (1968) azt tapasztalta, hogy az ott élő vidrák mozgáskörzete 0,7-1,0 km². Csehországi rádió-telemetriás vizsgálattal 6,2-11,0 km bejárt útvonal hosszúságot, és 1,2-2,6 km² mozgáskörzet méretet írtak le (DULFER et al. 1998).

A vidra magyarországi elterjedésének vizsgálata és értékelése nem képezi a jelen tanulmány tárgyát, ezért ezt a kérdést csak röviden érintjük.

A vidra Magyarországon 1974-től védett, és 1982-től fokozottan védett. Az ezt megelőző időszokról anekdotaszerű elbeszélések, alkalmi megfigyelések, valamint vadászati statisztikák adatai állnak rendelkezésre (részletesebben: KEMENES et al. 2005). A védetté nyilvánítást megelőző (1969 és 1973 közötti) időszakban TANKÓ és TASSI (1978) a megyei terítékatatok alapján legalacsonyabb sűrűségűre (0,02-0,2 vidra/10000 ha) becsülték Bács-Kiskun, Békés, Csongrád és Hajdú-Bihar megye állományát, míg a legmagasabb sűrűségűre (5,1-6,5 vidra/10000 ha) becsülték Baranya, Somogy és Tolna megye vidraállományát. A védetté nyilvánítást követően, a vadászati statisztikák helyett a halgazdaságoktól a természetvédelmi hatósághoz érkező bejelentések nyújtottak infor-

mációt. NECHAY (1980) a vidrakár bejelentések és saját megfigyelések (KEMENES és NECHAY 1990) alapján, ebben az időszakban a legnépesebb populációkat a Dunántúl déli részén valószínűsítette.

A hazai vidraállomány utóbbi időszakban tapasztalt alakulása, módszertanilag eltérő felmérések alapján összegezhető.

Az első hazai szisztematikus, terepbejárással végzett országos felmérés az IUCN aktuális minimum standard módszerével készült 1987 és 1990 között (KEMENES 1991, 1993, KEMENES és DEMETER 1994, 1995). Összesen 369 helyszínen, folyók, tavak és patakok mellékén ellenőrizték a vidra jelenlétét vagy hiányát a nemzetközi standardnak megfelelően, minden egyes ponton 600 méternyi partszakasz bejárásával. Az 52 %-os pozitív előfordulás Közép-Európa egyéb területeivel összehasonlítva, igen jó eredménynek számított, de a populációk országon belüli megoszlása nem volt egyenletes. A felmérések alatt tipizálták a vizsgált helyszíneket a vízmélység, a partmenti növényzet sűrűsége és a part meredeksége alapján.

A vidra jelenlétéről 1990 óta számos alkalommal (1990, 1994, 1995, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006) gyűjtöttek kérdőíves adatot a Szent István Egyetem Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszékén (HELTAI 2002, HELTAI et al. 2002, 2007). Kétféle információt kértek a válaszadóktól, a vadgazdálkodási egységek szakembereitől. Egyrészt a faj jelenlétéről kértek információt, azaz hogy a vidra jelen van-e vagy sem, másrészt, hogy jelenléte állandónak tekinthető-e, vagy csak valamilyen időszakos, rendszertelen észlelésről van szó. Azokon a helyeken, ahol állandónak tartották, rákérdeztek a becsült állomány nagyságra is.

Az Alapítvány a Vidrákért civil szervezet 1995-96-tól több évben, az ország területére kiterjedő felmérést végzett, az IUCN eredeti minimum standard módszer elemeinek alkalmazásával (GERA 2004). A felmérésben a nagyszámú önként jelentkezők megfigyeléseit vették alapul. GERA (2004) kérdőívén szereplő kérdések az alábbiak voltak: 1: megye, legközelebbi települések, a terület neve, ahol az észlelés történt, a terület ismert (becsült) nagysága, ahol az észlelés történt (ebből vízfelület), a terület leírása (mesterséges tó, természetes tó, folyó, csatorna, víztározó, egyéb), a parti vegetáció típusa (nádas, sás, rét, erdő, egyéb), 2: a felmérés eredménye (van vidra, nincs vidra), állandónak mondható-e a vidra a területen (igen, nem), 3: az észlelés módja (lábnyom, hulladék, zsákmánymaradvány, egyéb), 4: a felmérés során milyenek voltak az időjárási körülmények (esős, havas, napos, egyéb), 5: az észlelés körülményei (cserkelve, lesen ülve, egyéb, gáton, vízparton, híd alatt, egyéb), 6: a helyiek mit mondanak a vidráról, és 7: egyéb említésre méltó információ.

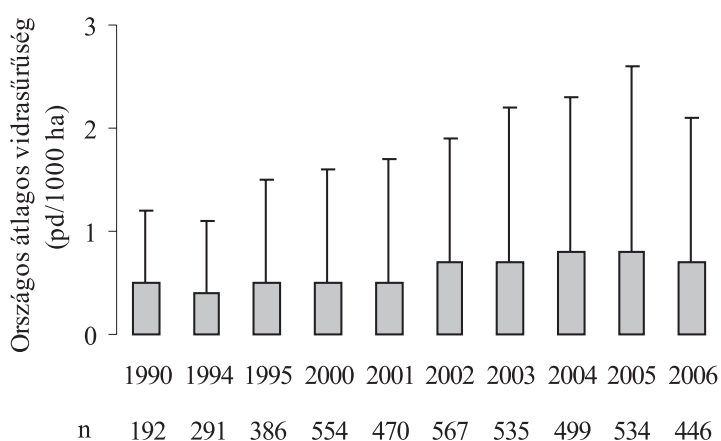
A különböző hazai vidrafelmérések eredményeinek összevetése alapján megállapítható, hogy a magyarországi vidraállomány jelentős és stabil. A vidra a középső, a déli- és a nyugat-dunántúli országgrészben fordul elő leggyakrabban, Somogy-, Baranya-, Tolna-, Zala, Fejér megyében, a Balaton-felvidéken, valamint a keleti-, délkeleti régiókban, Szabolcs, Csongrád, Hajdú, Békés megyében. Szórványos a vidra jelenléte a Mezőföldön, a Duna-Tisza közén, a Kisalföldön és a Szigetközben. Kevés adat áll rendelkezésre Nógrád-, Heves-, Komárom- és Borsod megyéből. A Duna hazai alsó szakaszára vonatkozóan részletes felmérési adatok (BITE 2006) állnak rendelkezésre. A Magyarország Emlőseinek Atlasza (szerk: BIHARI et al. 2007) című monográfiában szereplő elterjedési térkép (2. ábra) jól mutatja azt, hogy a vidra alapvetően csak az északi középhegységi régióban, a Kisalföldön és az ország középső szárazabb területein ritka.



2. ábra: A közönséges vidra magyarországi elterjedése (BIHARI et al. 2007)

A rendelkezésre álló felmérési adatok alapján a magyarországi állomány pontos nagysága nem ismert. Ennek legfőbb oka a vidra rejtőzködő életmódjában, nehéz megfigyelhetőségében kereshető. Továbbá a megtalált életnyomok (például a hullatékok száma) alapján téves következtetések vonhatók le (alul- és felülbecslés). A potenciális vidra élőhelyek kiterjedése (kb. 70 ezer km²), az országos kérdőíves felmérések, valamint a lokális genetikai vizsgálatok eredményei alapján több ezres létszám becsülhető.

A nehezen, nagy hibával számlálható, rejtőzködő fajok, így a vidra esetében, a pontos létszámnál fontosabb az állományváltozás trendjének ismerete (HELTAI 2002). Jelenlegi ismereteink szerint, erre mind a kellő óvatossággal feldolgozott kérdőíves felmérések,

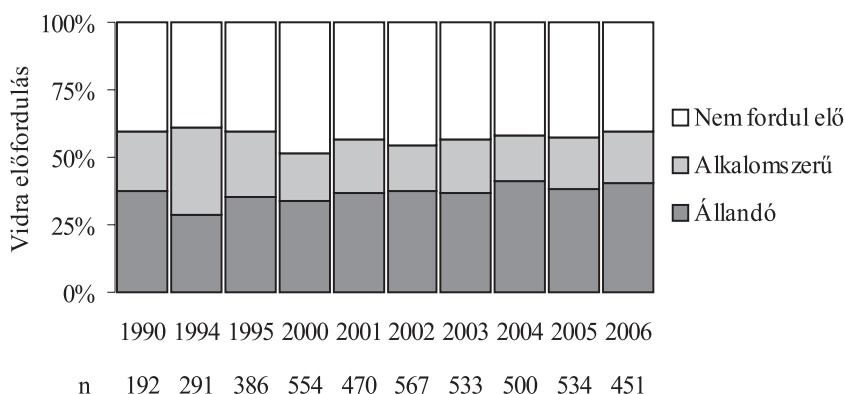


3. ábra: Az országos átlagos (\pm SD) vidrasűrűség alakulása 1990 és 2006 között, a vadgazdálkodók körében végzett kérdőíves felmérés alapján (HELTAI et al. 2007)

Megjegyzés: n=válaszadók számai

mind a terepi vizsgálatok alkalmasak, vagy könnyen alkalmassá tehetők. Az eddigi eredmények ezek alapján a hazai vidraállomány stabilitását mutatják (3. és 4. ábra), ami kedvező jel. Az országos átlagos sűrűség 1990 és 2006 közötti időszakban a becslések szerint 0,5-0,8 egyed/1000 ha között alakult, és enyhén, de folyamatosan emelkedett (HELTAI et al. 2007). Sűrűsége az előfordulási területén szintén növekvő tendenciát mutat, 1 egyed/1000 ha-ról, 1,6 egyed/1000 ha-ra növekedett (3. ábra).

Ezek az adatok tehát a tendenciát jelzik. Az előfordulási területet jellemző, és a sűrűségadatoknál lényegesen megbízhatóbbnak tekinthető (HELTAI 2002) előfordulási információk kategóriáinak (nincs, állandó, alkalmoszerű előfordulás) eloszlása 1990 óta gyakorlatilag nem változott (4. ábra).



4. ábra: A vidra előfordulásának változása 1990 és 2006 között, a vadgazdálkodók körében végzett kérdőíves felmérés alapján (HELTAI et al. 2007)

2.3. Vidrafelmérési módszerek

Az elmúlt évtizedekben számos módszert alkalmaztak a vidra előfordulásának, vagy sűrűségének nyomon követésére. Az eddig alkalmazott lehetséges módszereket, azok célját (lehetőségeit) és a módszerekenti példákat az 1. melléklet foglalja össze.

Az első szisztematikus felmérések és elterjedési térképek a brit vidrapopulációk helyzetéről készült (O'CONNOR et al. 1977, CRAWFORD et al. 1979, JEFFERIES 1980, LENTON et al. 1980, GREEN és GREEN 1980). Ezek a felmérések szolgáltak alapul a később a IUCN által is elfogadott úgynevezett „minimum-standard” felmérési módszer kidolgozásához (MACDONALD 1983, REUTHER 1983). Eszerint a vizsgálandó területet 100 km²-es egységekre osztva mérik fel. Minden négyzetben belül 3-5 ponton keresik a vidra előfordulására utaló nyomokat. Egy-egy vizsgált ponton kb. 600 m-es szakaszon kell megvizsgálni a vízpartot. Amennyiben a vizsgált pontok bármelyikén bizonyítható a vidra jelenléte, úgy az egész 100 km²-es (10x10 km-es UTM) egységet számára alkalmas területnek, vidra élőhelynek tekintik. Csak azokat az egységeket kell vidra előfordulása szempontjából negatívnak venni, ahol a vizsgált 3-5 hely egyikén sem találni nyomát az előfordulásnak. A módszer jól alkalmazható azokon a nagyobb terület egységeken, ahol a populáció sűrűség általában nem túl alacsony. Ilyen esetben a sűrűn bené-

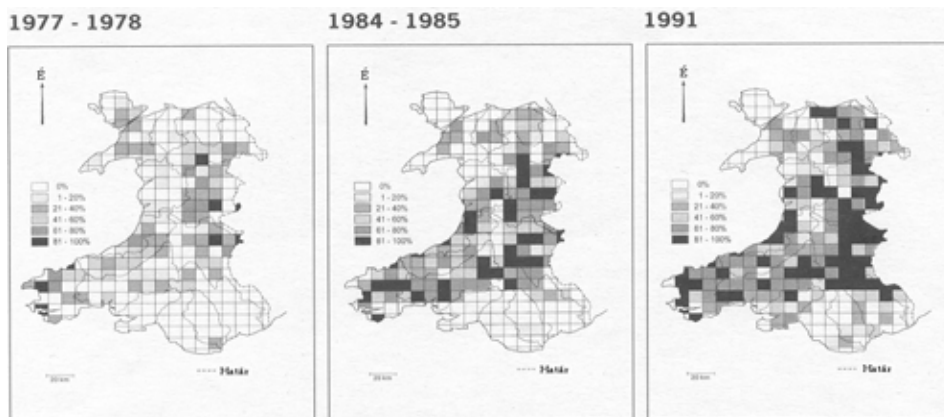
pesült területek jól megkülönböztethetőek azoktól, ahol a populáció sűrűség alacsonyabb. A vizsgálati helyszínek (pontok) kiválasztásánál arra kell törekedni, hogy azok mindig olyan helyek legyenek, ahol a legnagyobb valószínűséggel és legkönnyebben fedezhetőek fel a vidra életnyomai. Az angliai és a walesi három különböző időszakban végzett felmérés eredményét szemlélteti az 5. és 6. ábra. Ezeket a tőlünk földrajzilag távolabb álló felméréseket azért mutatjuk be, mert megfontolásra érdemes lehet a jövőbeni hazai felmérés számára a tapasztalatok szemléltetémódja és a munka rendszeresége. Az angliai vidrafelmérésben (STRACHAN és JEFFERIES 1996) szisztematikusan (sakktáblaszerűen) választották ki a felméréendő területeket 50x50 km-es négyzetek formájában (5. ábra). Az ábrán százalékos adatok láthatóak, melyeket a 32 db 50x50 km-es léptékű négyzeteken belüli pozitív helyszínek száma alapján számoltak ki. Míg az 1977-1979 között és 1984-86 között, a felmért helyszínek alig 6%-án, illetve 9%-án találtak vidra jelenlétére utaló nyomokat, addig az 1991-94-es felmérésre a pozitív helyszínek aránya 22%-ra emelkedet (STRACHAN és JEFFERIES 1996). Az ábrán nem szerepel, de a 2000-2002 között végzett felmérés eredménye szerint a vizsgált 3327 helyszín 34%-a volt pozitív (STRACHAN és CRAWFORD 2003).

A walesi felmérésben (ANDREWS et al. 1993) a területet 10x10 km-es négyzetháló fedi (6. ábrán). Ezen a pozitív helyek százalékát skála jelzi. Az egyes felmérések eredménye közötti különbség szemléletes. Az első felmérési időszak vizsgált helyszínek 20 %-a volt pozitív, a második felméréskor 38%, míg az 1991-es felméréskor a felmért helyszínek több mint felét pozitívnak találták.

Fontos leszögezni, hogy a minimum standard módszerrel kapott eredmény nem fejezi ki a felmért területen belül a vidraállomány pontos eloszlását, és nem jelzi a vidra létszámát, vagy sűrűségét sem. A felmérés mindössze a vidra hulladék (vagy más elsődleges nyomjel, pl. lábnyom) előfordulásán és eloszlásán alapul (pl. KRUIK et al. 1986, STRACHAN és JEFFERIES 1996, KRUIK és CONROY 1987). Bár napjainkban – amint korábban is – számos kérdés és kritika észrevétel merült fel a módszert illetően, mégis fontos érv (GREEN és GREEN 1980) az alkalmazása mellett, hogy elfogadható megoldást kell találni a megkívánt pontosság és a gyakorlati kivitelezhetőség között, mégpedig a vidra érdekében. Ugyanakkor a felmérés elvégzésének szükségessége nem járhat együtt ötletszerűséggel, felületességgel. Ez például abból adódhat, hogy nem standardizáljuk a felmérés helyszíneit (azok számát), a felmérés időszakát, módszerét (pl. gyakoriságát), vagy nagyban eltérő a felmérők felkészültsége és érdekeltsege. Továbbá, még egy egyszerű felmérő munka eredményének értékelése is igényel matematikai statisztikai értékelést.



5. ábra: Három angliai vidrafelmérés eredménye a pozitív helyek százalékos aránya alapján, 50x50 km-es rácsosztásban (STRACHAN és JEFFERIES 1996)



6. ábra: Három walesi vidrafelmérés eredménye a pozitív helyek százalékos aránya alapján, 10x10 km-es rácsosztásban (ANDREWS et al. 1993)

Azokon a Natura 2000 területeken, ahol a vidra jelölő faj (pSCI, vagy SAC, Special Areas of Conservation), vagyis a vidra megőrzésére és monitorozására jelöltek ki, angliai tapasztalatok alapján CHANIN (2003) az alábbi protokollt javasolja. Ezekben az esetekben a nagyobb folyók vízgyűjtő területei monitorozandók. Vízgyűjtőnként kb. 60 helyszínt (pontot) célszerű felmérni. Az elsődleges felmérő pontok a hidak és kb. 50 m-es körzetük. A felméréseknél a vidra hulladék és lábnyom a mérvadó jel. Ahol problémás a vidra jelenlétének a megállapítása, ott mesterséges ürítő hely kialakítható, (pl. hidak alatt kő, téglá kihelyezéssel).

Javasolt előzetes felmérést végezni, ennek során kell kiválasztani a vidra monitorozására alkalmas területeket. Célszerű 1: 50 000-es léptékű térképeken a hidakat bejelölni. UTM rács kódok is szükségesek. A felméréssel töltött idő optimalizálása érdekében le kell csökkenteni a terület megközelítésére, a gyalogláshoz szükséges időt. Az előzetes bejárás során ki kell választani a megfelelő és a nem bejárható pontokat. Vízgyűjtő területenként, hatvannál több lehetséges pont esetén mintázás szükséges (vagyis nem kell 60-nál több felmérő pont). A vízgyűjtőnkénti hasonló mintaszám, a nem-paraméteres statisztika miatt is fontos.

A felmérés eszközsüksége: pontonként felmérő adatlap, térkép, hosszú szárú csizma, mérőeszköz (bot, szalag), egészségügyi csomag, fényképezőgép, GPS, lámpa, esetleg messzelátó. A keresés elsősorban a lehetséges vidraürítő helyek feltérképezésével történik. Előzetesen célszerű felderíteni például, hogy a keresés milyen nehézségekkel járhat, kell-e engedélyeket beszerezni, szükséges-e mesterséges vidraürítő helyet kihelyezni, veszélyes-e a terület megközelítése, a parkolás biztonságos-e. További dokumentáció, így a fényképfelvétel készítése is fontos lehet, mert például nagy számú felmért pont esetén a memorizálás problémás.

A felmérést úgy célszerű időzíteni, hogy arra az időszakra essen, amikor a vízszint kevésbé változik. CHANIN (2003) szerint ez Nagy-Britanniában a május és a szeptember közötti időszak (nálunk ősz végétől tavasz közepéig). Az esős időszak kevésbé alkalmas, ideális a legalább 5 nap száraz időszak utáni felmérés. A felmérés gyakoriságára CHANIN (2003) azt javasolja, hogy az első öt évben (alapállapot felvétel időszakában) évente, majd a monitorozás három évente történjen. A terepi munka során minden egyes helyszínen/ponton szükséges megadni: a helyszín kódját, a vidra jelenlétének megállapítását (előfordul/nem fordul elő), a vidra hulladékok számát az alábbi három kategória szerint:

1 – száraz töredezett hulladék, 2 – száraz ép, 3 – friss (friss, ill. jelölő váladék). Továbbá közölni kell a korábbi felmérés körülményeihez képest bekövetkezett változást, illetőleg, hogy mesterséges ürítőhelyet létrehoztak-e az adott ponton.

Javasolt, hogy az adatfeldolgozás GIS (geographical information system, térinformatikai rendszer) alkalmazással történjen, melynek során a kedvező és a kedvezőtlen helyeket kell feltüntetni. Az értékelésben össze kell hasonlítani a vidra előfordulása szempontjából pozitív helyszíneket a korábbi felmérések eredményeivel. A pozitív és a negatív irányú változásokat is ellenőrizni kell, de a negatív változásokkal külön kell foglalkozni. 10%-nál jelentősebb csökkenés esetén külön statisztikai értékelés szükséges. Jelentős csökkenés esetén vizsgálni kell, hogy ez a felmérésben bekövetkezett változásokra vezethető-e vissza (pl. extrém szárazság, nagy esőzés, magas vízállás). Ha ezek a tényezők kizárhatóak, további lépések szükségesek. A vidrafelmérés során az élőhely állapotát is értékelni kell. Tekintettel arra, hogy a vidra meglehetősen toleráns az élőhellyel szemben, elsősorban a táplálékellátottság (mint kulcstényező) megállapítására kell figyelmet fordítani. Ennek érdekében közvetlen felmérés pl. halászati, próbahalászati, halmonitorozási adatok szükségesek. Továbbá közvetett mérések (az adatokhoz való hozzájárulás) is fontosak, így pl. a vízáramlás és a vízminőség mérése.

A German Association for Otter Protection és az IUCN/SSC Otter Specialist Group közös ajánlása alapján elkészített Információs Rendszer Vidra Felmérésekhez (Information System for Otter Surveys – ISOS) széleskörű adatgyűjtésre és értékelésre épül (REUTHER et al. 2000). Tekintve, hogy a hazai esettanulmányban (LANSZKI és HELTAI 2005, LANSZKI 2007, 2008a, 2008b) alapvetően ezt a módszert alkalmaztuk, itt csak röviden ismertetjük.

Alapadatok

- A helyszín száma (kódja), a felmérés sorszama (adott időszakban: 1., 2.), a felmérés időpontja.
- A felmérés adatai:
 - felmérés típusa (országos, vidra védelmére kijelölt Natura 2000-es terület, regionális, irodalmi adat, egyéb terepi bizonyítás, stb.),
 - adatok felhasználhatósága (korlátlanul, csak felmérőknek, csak kutatóknak, csak belső: pl. mert fokozottan védett faj).

A felmérő hely vagy terület leírása

- Hely: ország, egyéb beosztás (megye, régió, járás, NP igazgatóság, földrajzi egység, stb).
- Földrajzi koordináták: GPS mérés (milyen beállítással) fok, perc, UTM koordináta, stb.
- A vízrendszer illetékessége (pl. Vízügyi Társulat, stb).
- A víz/élőhely típusa, pl. kisebb tó (hobbyi tó, haltelelő tó m²-ben), nagyobb tó (pl. halastó hektárban), víztározó (ha), folyó, árok, csatorna (szélesség m-ben), láp, egyéb.
 - Tengerszint feletti magasság, időjárási viszonyok a felméréskor és a megelőző két hétben.
 - Vízsztint: áradás, magas, normális/átlagos, alacsony, extrém alacsony, állóvíz foltok, kiszáradt, stb.
 - Híd típusa, alakja:
 - a) vízfolyás mindkét partján széles szárazulat a híd alatt (kiszálló helynek alkalmas padka, ami lehet beton, föld, homok), amely normál vízszint esetén szárazon marad, és tartó oszlopok is megtalálhatók,
 - b) mindkét oldalon padkás,
 - c) csak egyik oldalon padkás,
 - d) nincs padka a normál vízszintnél, nem lehetséges az átgyalogolás,

e) cső/kör alakú.

- Vízmélység és vízfelület szélessége méterben.
- Csövön keresztül vizet átvezető hidaknál a normál vízszint: kiszáradt, 50% alatt, 50% felett, 100%.
- Egyéb információk: gát, rács/rostély, egyéb.

Felmérő módszer részletezése

- A felmért helyen a keresés iránya/módja.
- Vízfolyásoknál: bal-, jobb oldal, felső-, alsó vízfolyás.
- Állóvizeknél: égtáj (E, K, D, NY).
- Nyomjel keresési távolság: csak hidak körül, 600 m, egyéb (méterben).
- Vizsgálat: megállás az első nyomjelnél, teljes távolságon.
- Megjegyzések: befolyásoló tényezők leírása.

Eredmények

• Általános értékelés (vidra jelenléte: pozitív, vagy negatív, akár egyetlen nyomjel alapján is pozitív).

• Részletes megállapítások a csak hidaknál végzett felmérésekben:

a) bizonyítás formája: élő állat megfigyelése, elhullott állat, lábnyom, hulladék/jelölő anális váladék, nyom és hulladék együtt, egyéb (hang, kotorék, táplálékmaradvány, amely a felmérő tapasztalatától függően biztos, vagy bizonytalan is lehet), szaporodás/kölyök.

b) megfigyelt nyomjel szám: pl. 7 ürülék és 3 különböző egyed nyoma: 7/3.

• Részletes feljegyzések a teljes távon végzett felmérésekben:

a,b) mint előzőnél,

c) távolság a felmérés kezdőpontjától.

• Részletes megállapítások az első pozitív jelnél befejezett felmérésekben:

első pozitív jel távolsága a kezdéstől,

a, b), mint előzőeknél.

• Részletes megállapítások az eseti adatoknál, a megkérdezéseknél és az irodalmi adatoknál:

a, b) mint előzőeknél.

• Élő és elpusztultan talált vidrák megfigyelésének, illetve megtalálásának körülményei.

Dokumentációra, eredetre vonatkozó adatok

• Felmérő/adatszolgáltató neve, címe, telefonszáma, fax, e-mail, minden lehetséges elérhetőség, amit önként megad.

• Publikációk: szerzők neve, év, cím, lap/könyv címe, kiadó, oldal.

• Egyéb, kiadvány típusonként részletezve.

További vizsgálatokból származó adatok

• Mért biológiai paraméterek, ivar, kor, vizsgálat módja, tömeg, törzshossz, lábvég hosszúság, egyebek.

• PCB-k, nehézfémek, egyéb toxikus anyagok, szteroidok, betegségek, reprodukciós állapot vizsgálata, egyéb tapasztalatok.

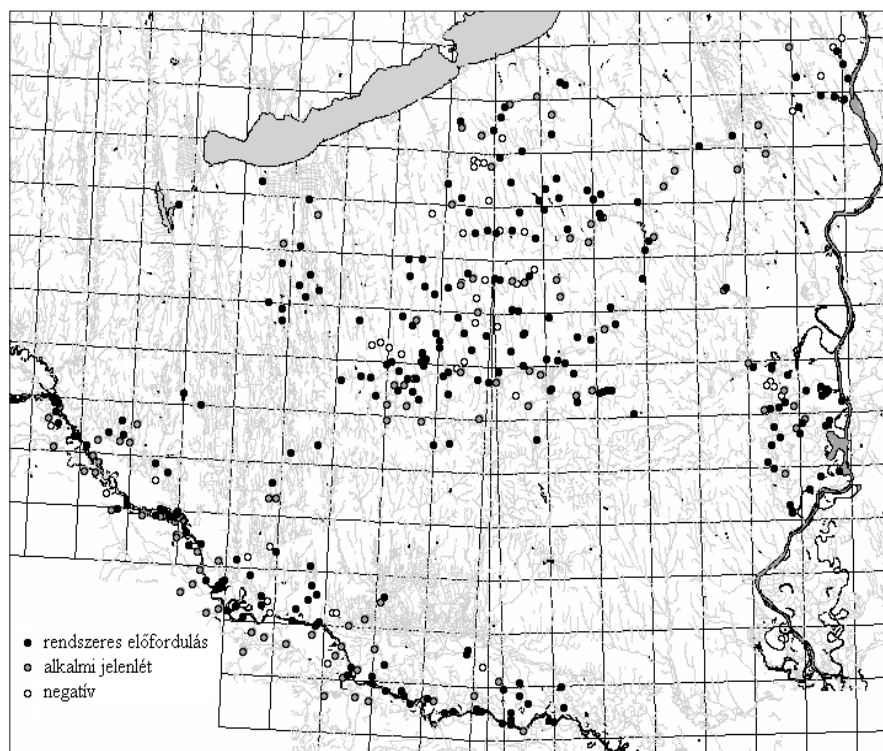
Hazai tanulmányban KEMENES és DEMETER (1994) elemezték a víz mélységének, a parti vegetáció sűrűségének, a partoldal meredekségének, valamint olyan tényezőknek, mint a mezőgazdasági művelés, állattartó- vagy ipartelep közelségének a hatását 369

helyszínen. A vízmélység vizsgálatához három kategóriát állítottak fel. A 30 cm-nél sekélyebb vízű helyeknek mindössze 6%-án találták a vidra előfordulásának jelét. Legmagasabb arányban, 74%-ban a 30 és 100 cm közötti vízmélység mellett volt pozitív a vidra előfordulása. Ahol a vízmélység meghaladta a 100 cm-t az esetek 55 %-ában fordult elő vidra. Az élőhelyek parti vegetációjának általános jellemzésére négy kategóriát használtak: 1. kopár, 2. gyér növényzettel benőtt, 3. foltszerűen sűrűn borított és ritkás, valamint 4. dús vízparti növényzettel borított, kiváló élőhely. A vizsgált kopár vízpartú helyek 6%-án fordult elő vidra. A gyér növényzettel benőtt vízpartok 45%-án volt bizonyítható a vidra előfordulása. A növényzettel jól fedett vízparti helyek 65%-án volt vidra előfordulására utaló jel. A dús növényzettel, kiterjedt nádasokkal övezett parti környezetben talált helyek 86%-án élt vidra. A part meredekségének megfigyelésénél három kategóriát különböztettek meg, így: sík (kisebb, mint 15 fok), lankás (15-45 fok), valamint meredek (45 foknál élesebb szögben emelkedő partoldal). A sík partvonalak 44%-án, a lankásak 82%-án míg a meredek partok 17%-án fordult elő vidra. Az egyes vizsgálati helyek zavartalanságának, ill. a zavarás jellegének megállapítására öt kategóriát használtak. Az elsőbe tartoztak azok a helyek, amelyek a felmérés során zavartalannak tűntek. A második kategóriába tartoztak azok a területek, ahol a vízparton közvetlenül, vagy attól néhány méterre valamilyen mezőgazdasági kultúra helyezkedett el. A harmadik kategória az olyan partszakaszokat tartalmazta, ahol legeltetés, intenzív állattartás folyt. A negyedik kategória a településen belül, vagy ipartelemek mellett vizsgált pontokat érintette. Az ötödik kategóriába sorolták mindazon területeket, ahol az említetteken kívül egyéb olyan környezeti tényezők is szerepet játszottak, melyek elvileg kizárják a vidra jelenlétét. A zavartalannak minősített vizsgálati helyek 77%-án, a mezőgazdasági kultúrákkal határolt vízpartokon vizsgált helyek 66%-án találták a vidra előfordulásának nyomát. Az állattartással hasznosított helyszínek közelében, az esetek 33%-ában, a település, ipartelep közvetlen szomszédságában vagy azon belül lévő helyek 34%-ánál fordult elő vidra. Az ötödik kategóriába tartozó helyek 10%-a bizonyult vidra által lakottnak. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy ugyan leggyakrabban a dús vegetációval borított, lankás, nem túl mély vizek zavartalan partszakaszain fordul elő vidra, a megfelelő környezet önmagában mégsem teljes biztosítéka az előfordulásnak. Ugyanígy meglepő, hogy néha olyan kedvezőtlen adottságú területeken is felbukkan vidra, ahol pusztán a környezeti tényezőkből ítélve nem várnánk és ellenkező eset is előfordul. Többváltozós regresszió analízist használtak annak megállapítására, hogy a környezeti tényezők együttes hatása milyen módon befolyásolja a vidra előfordulását.

2.4. Saját felmérések

Célkitűzések

A saját felmérések célkitűzése egyes hazai folyók vízgyűjtő területén az IUCN/OSG által ajánlott, és hazai tapasztalatok alapján kibővített felmérő módszer tesztelésével a vidra előfordulásának felmérése, valamint a vidra előfordulását befolyásoló tényezők vizsgálata volt. A felmérésben szereplő területek kiválasztása részben az ott folyó program alapján történt, így például a Dráva magyarországi és horvátországi szakaszain (Interreg program keretében), többségükben azonban önkéntes elhatározásból, programszerűen végrehajtott területbejárásokból.



7. ábra: A vizsgált területek elhelyezkedése és a vidra előfordulása (10x10 km-es UTM hálóban)

Módszerek

A felmérés összesen 390 helyszínen zajlott a vizes területek parti zónájában haladva, illetve ahol lehetett, hidak környezetében. A felmért helyszínek a Dráva (n=143) és a Duna alsó szakasza (n=62), a Koppány és Kis-Koppány (n=54), valamint a Kapos folyó (n=110) mentén és a folyók vízgyűjtőjén, és kis részben a Balaton déli vízgyűjtő területén (n=21) található (7. ábra). A felmérés 2006-2008-ban, november és április vége közötti időszakokban zajlott. A Koppányok mentén 50 helyszínt Szabó (2007) mért fel, a többit a szerző (LANSZKI 2007, 2008a, 2008b). A mintavételi helyek EOV koordinátáinak rögzítése GPS vevővel (Garmin Geko 201 és E-trex Legend CX) történt.

A vidra fajszerű állományfelmérése és élőhelyeinek értékelése alapvetően az *Információs Rendszer Vidra Felmérésekhez* c. tanulmány (REUTHER et al. 2000) szerint folyt. Ez kiegészült a KEMENES és DEMETER (1994, 1995) felmérésében szereplő egyes szempontokkal (pl. vízpart meredeksége, parti zóna növényzet borítása), továbbá az előfordulás állandóságára (állandó, időszakos és negatív előfordulás) vonatkozó szempontokkal, valamint hazai vidramonitorozási tapasztalatokkal (LANSZKI 2004, 2005, 2007). Végül a vidra tervezett akciótervben (LANSZKI és HELTAI 2005) összegzett (és javított) felmérő ívet alkalmaztuk és az értékelést is eszerint végeztük (2. melléklet).

A vidra Közép-Európában általában éjszakai életmódot élő, rejtőzködő állat (legalábbis ahol üldözik), ezért ritkán figyelhető meg közvetlenül a természetben. Társas viselkedése, kommunikációja szagjelöléseken és hangjelzéseken alapul. A territórium fenntartásában, közvetett módon, az ürülék tölti be a legfontosabb szerepet, amelynek szag-

anyaga (kémiai jelölés) és látványa (optikai jelölés) a fajtársak számára fontos információt szolgáltat. A jelöléseknek szerepük van a szaporodásban is, ahogyan a játéknak is, mint közvetlen társas viselkedésnek, mert a párzást játék előzi meg. A vidra jelenlétére utal a jellegzetes halszagú, legtöbbször halmaradványokat tartalmazó hullatéka (ürüléke), anális váladéka (nyálka), lábnyoma, prédamaradványa, váltója, játszóhelye, kaparásnyoma, vagy fülabdája. A lábnyomoknak kb. a harmada teljes (REUTHER et al. 2000), a többi esetben hiányos, ezért (is) problémás a nyomok száma alapján vidrasűrűsége következtetni. Mancsain az 5-5 ujj közt úszóhártya feszül. Nagy talppárnájának és kis ujjpárnáinak lenyomata más állatfajokéval nem téveszthető össze. Néha a farok vonala, behavazott lejtőn a csúszásnyomai jól láthatók. A prédamaradvány a felmérés szempontjából nem megbízható nyomjel, mert a hal elpusztulásának közvetlen, vagy közvetett oka gyakran ismeretlen. A hal pusztulását, vagy legyengülését okozhatja például a hal-evő madarak „szigonyozása”, a horgászszákmány szakszerűtlen tartása, vagy haltermelés technológiai hiba is. A vidra, ahol lehetősége van rá, hidak alatt, vagy azok közvetlen közelében, kiszálló helyein jelöli meg a területét. A vidra vízből való kiszálló (kimászási) helyeinek felderítése fontos információ a felméréshez. A vízparti kidőlt fatörzseken, a fák gyökerein, a parti kövezéseken szintén megtalálhatjuk a nyomjeleit.

Az IUCN ajánlás (REUTHER et al. 2000) szerint csak a pozitív és negatív előfordulást kell megkülönböztetni. Az itt összegzett esettanulmányok (LANSZKI 2007, SZABÓ 2007, LANSZKI 2008a, 2008b) ennél árnyaltabban, az előfordulás állandó, vagy alkalmi jellegére is kiterjednek. Állandónak (vagy rendszeresnek) tekinthető a vidra jelenléte, ha legalább két különböző korú (friss, vagy 1-2 napos és régi) elsődleges nyomjel fordul elő az adott felmérő helyen. Frissnek minősítjük a még nedves, nyálkás hullatékot, 1-2 naposnak az ép, száraz (halszagú) hullatékot, és réginek a szétmállott száraz hullatékot. Hidak alatt a régi hulladék sem hullik szét, de szagtalan. A lakott (használt) vidravár, vagy a területbirtoklást jelző anális váladék önmagában is állandó előfordulást jelez. Alkalmoszerű (vagy időszakos) a vidra jelenléte, ha vagy csak régi, vagy csak friss elsődleges nyomjelek találhatók a helyszínen. Negatív a vidra előfordulása, ha legalább 600 méteres partszakaszon végzett alapos keresés ellenére nem találunk vidrára utaló nyomjelet. Fontos, hogy ez nem azt jelenti, hogy ott vidra nem él, mindössze a nyomjelek hiányát.

A felmért helyszíneken kitöltött űrlapok adatait elektronikus adatbázisban rögzítettük. Az ív egyes szempontjainál (2. melléklet) adható lehetséges válaszokat a feldolgozhatóvá tétel érdekében kóddal láttuk el. Az esetleges kategória összevonásokat az eredmények értékelésénél jelezzük. A vizsgált változók előfordulási eseteken alapuló eloszlásait Chi²-próbbával kétféleképpen értékeltük: egyrészt a pozitív és a negatív besorolás alapján (két kategória) az IUCN ajánlásának (REUTHER et al. 2000) megfelelően. Ennek a próbának a szignifikancia szintjét P_{II} jelzi. Másrészt, a Chi²-próbát az állandó, időszakos, illetve negatív előfordulás, vagyis három kategóriába történő besorolás alapján is elvégeztük, eredményének szignifikancia szintjét P_{III} jelzi. NS jelentése: nem szignifikáns (P>0,05). Az adatok értékelése SPSS 10.0 (1999) statisztikai programmal történt. Az egyes felmérési szempontonkénti százalékos eredmények, valamint a statisztikai próbák eredményei a 3. mellékletben találhatóak.

2.5 Eredmények

A vizsgált 390 helyszín közül 344 esetében (88,2%) pozitív volt a vidra előfordulása, ebből 244 esetben állandó (vagy rendszeres), 100 esetben időszakos (vagy alkalmoszerű). Mindössze 46 helyszínen (11,8%) nem került elő vidra nyomjel (negatív előfordulás).

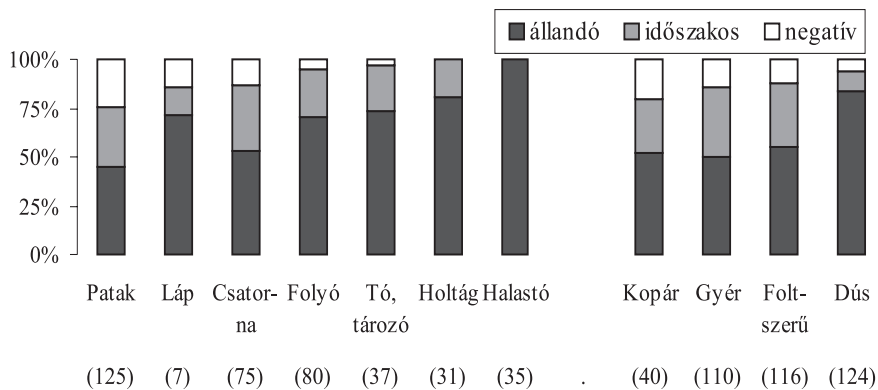
A vizsgált helyszínek közül 34 esetben (az esetek 8,7%-ában) volt megtalálható a vidra jelölő hullatéka és 24 esetben (6,2%) lakott vidravár és/vagy fészekhely. Az egyes helyszíneken kapott eredményeket a 7. ábra szemlélteti.

a) Élőhelyi jellemzők

Élőhely típusa

Az élőhelytípus besorolása: patak, csatorna, öntözőcsatorna, vízelvezető árok, folyó, tó, halastó, halteleltető, horgásztó, víztározó, láp, mocsár, holtág, egyéb (pl. tengerpart, folyótorkolat stb. lehet). Az ISOS felmérésben a tavakat 10 hektárnál nagyobb és ennél kisebb csoportba osztják a tó természetességétől függetlenül.

A felmért területek élőhely típusai szerinti statisztikai értékelésben a horgásztavakat (n=21), a szintén horgászhasznosítású víztározókkal (n=8), kavicsbánya tavakkal és kubikgödrökkel (n=8) összevontuk. A kis számban felmért lápok és mocsarakat szintén egy csoportba (n=7) soroltuk. Leggyakrabban a patakokon (24%) volt eredménytelen a vidra nyomjelek keresése, míg a halastavak, a holtágak (hasonlóképp a horgásztavak és a víztározók) mindegyikén előfordult vidra (8/a. ábra). Az élőhely típusok között a vidra előfordulások eloszlásbeli különbsége jelentős volt ($P_{II} < 0,001$, ill. $P_{III} < 0,001$), vagyis az élőhely típusa lényeges hatással van a vidra előfordulására.



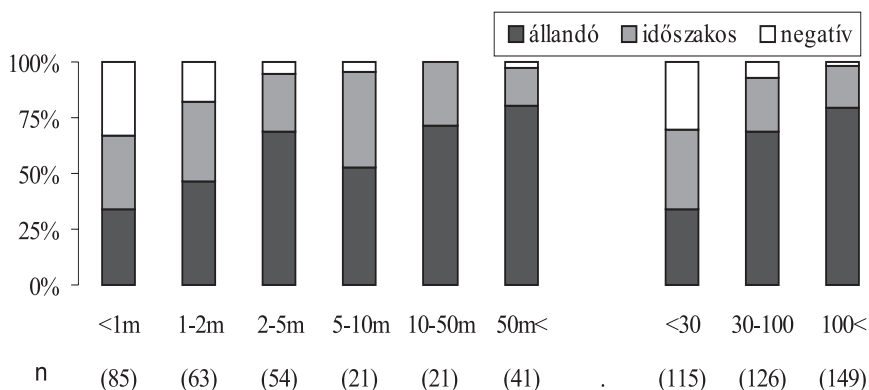
8/a. ábra: Az élőhely típusa

8/b. ábra: A vízparti növényzet borítása

Vízparti növényzet borítása

A vízparti növényzet borításának (KEMENES és DEMETER 1994, 1995) minősítésekor a víz szélétől számított 2-3 méteren belüli növényzeti állapotot vesszük figyelembe.

Kopárnak minősül a kibetonozott partvonal, vagy az öntözőcsatornák, egyéb vízfolyások kaszált, fás szárú növényzettől teljesen mentes töltése. Gyér növényzettel borítottak minősül a vízpart, ha alacsony gyomok fedik, magasabbra növekvő növényzettel csak ritkán benőtt, a vidra számára nincs megfelelő búvóhely. Növényzettel foltszerűen borított a vízpart, ha foltszerűen váltakozva biztosít növényzettel sűrűn benőtt és rit-



8/c. ábra: A vízfolyás szélessége

8/d. ábra: Vízmélység (cm)

kás területeket. Dús a parti növényzet, ha sűrű, pl. ligeterdő, bokorfűzes, nádas, sásos területek nagy kiterjedésben találhatóak a vízparton.

A felmért helyszínek száma, vele együtt a vidra előfordulása fokozatosan emelkedett a parti növényzet borításának növekedésével (8/b. ábra). Az állandó előfordulások gyakorisága a kopár, a gyér és a foltszerűen alkalmas helyszínek esetében hasonlóképp 50% körül alakult, kiugróan magas érték (84%) dús parti növényzet esetén volt tapasztalható. A csoportok közötti eloszlásbeli különbség csak akkor volt statisztikailag alátámasztható, amikor az előfordulás állandósága is szerepelt az értékelésben (P_{II} : NS, ill. $P_{III}<0,001$).

Vízfolyás szélessége

A vízfolyásnak a felmérő hely közelében jellemző (átlagos) szélességét becsléssel, vagy hídon történő méréssel vesszük fel. A vízfolyás szélessége és mélysége a vízhozammal összefügg. A nagyobb vízhozamú patakokban, folyókban stabilabb vízi életközösségek alakulhatnak ki, így a vidra előfordulása is rendszerint állandó, szemben az időszakosan kiszáradó kisvízfolyásokkal.

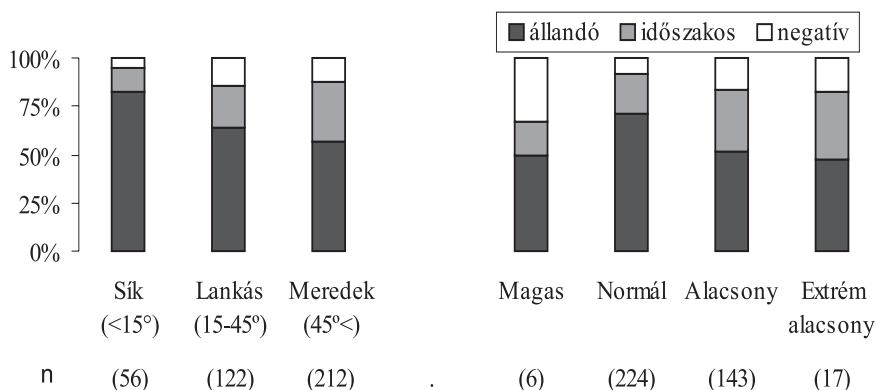
Több helyszín felmérése történt kisvízfolyásokon, mint szélesebb folyószakaszok mentén. A vízfolyás szélességének növekedésével fokozatosan nőtt a vidra előfordulása, melynek aránya a két méternél szélesebb vízfolyásokon 90% felett alakult (8/c. ábra). A csoportok közötti eloszlásbeli különbség jelentős volt ($P_{II}<0,001$, ill. $P_{III}<0,001$).

Vízmélység

A vízmélységet mérőónnal, mérőrúddal, vagy más egyszerű mérőeszközzel (pl. bot és mérőszalag) mérjük. Ebben az értékelésben újra szerepelnek az álló- és folyóvizek egyaránt. A vízmélység növekedésével fokozatosan nőtt a vidra előfordulási gyakorisága, valamint az állandó előfordulása is (8/d. ábra). A 30 centiméternél sekélyebb, ezzel együtt jellemzően kisebb és/vagy rapszodikus ingadozó (hal)táplálék készlettel rendelkező álló- és folyóvizek mindössze egyharmadán volt állandó az előfordulása. Az egy méternél mélyebb vizek majd mindegyike mentén élt vidra ($P_{II}<0,0001$, ill. $P_{III}<0,0001$).

Vízpart meredeksége

A vízparti meredekségét megbecsüljük (vagy szögmérővel mérjük), majd a sík (<15°), a lankás (15-45°), vagy a meredek (45°<) kategória valamelyikébe soroljuk.



8/e. ábra: A vízpart meredeksége

8/f. ábra: Vízzint

A vízpart meredekségének növekedésével tendenciózusan csökkent a vidra előfordulása, valamint a rendszeres előfordulások aránya (8/e. ábra). Ennek az lehet az oka, hogy kiszálló helyként, és territórium jelöléséhez a vidrák inkább kedvelik a lankás, mint a meredek partoldalakat. Azonban nem volt statisztikailag alátámasztható eloszlásbeli különbség a pozitív és negatív előfordulási esetek között. Ugyanakkor, a vidra előfordulások rendszerességének vizsgálatakor megállapítható, hogy a vidra életnyomainak rendszeres előfordulása fokozatosan csökkent a vízpart meredekebbé válásával (P_{II} NS, ill. $P_{III}<0,01$).

Vízpart fizikai állapota

A vízpart jellegének minősítését aszerint végezzük, hogy normál vízszint mellett közvetlenül a vízpartot az élőhelyre jellemző növényzet, illetve eredeti talaj (föld, iszap, homok, kavics) borítja, vagy a parton mesterséges elemek, pl. kövezés, betonozás található. Besorolása lehet: kövezett, betonozott, földes/iszapos, homokos/kavicsos, füves, sásos/nádas, egyéb. Végül az értékeléskor három fő kategóriába: 1.) „természetes”, 2.) mesterséges és 3.) vegyes kategóriába sorolást végeztünk attól függően, hogy mely elemek a meghatározóak. Vegyesnek minősül a vízpart, ha a természetes és mesterséges elemek hasonló arányban fordulnak elő. Itt a vízpart fizikai állapotát minősítjük, nem a növényzet típusát és borítását.

A vidra előfordulása és állandó jelenléte tendenciózusan jobb volt (3. melléklet), ha a vízpartot eredeti talaj borította. Azonban az eloszlások közötti különbség egyik szempont szerint sem volt lényeges (P_{II} : NS, ill. P_{III} : NS). Vagyis a vízpart talaja önmagában nem volt lényeges befolyással a vidra előfordulására (vagy inkább területjelölésére).

Vízzint a felméréskor

A vízszint megállapítása a területre éves viszonylatban jellemző vízszinthez képest történik. A besorolás (áradás, magas, normális, alacsony, extrém alacsony, állóvíz foltok, kiszáradt, egyéb) a terepen könnyen elvégezhető. Szükség esetén segítséget jelenthet a területen gazdálkodók, pl. halastó tulajdonosok, horgászok tapasztalata, de megfigyelhetjük a partközeli és vízi növényzetet, melynek szárán, levelein leolvasható az utóbbi hetek magasabb, vagy alacsonyabb vízszintje. Ha van híd alatti párkány/padka (ami egyben a vidra kiszállóhelye) annak magassága a vízszinthez képest szintén jól jelzi az aktuális vízszintet. A padka normál vízszint mellett szárazon áll. A vízszintnek jelentős hatása lehet a vidra nyomjelek előfordulására. Így például áradáskor, vagy aszályos

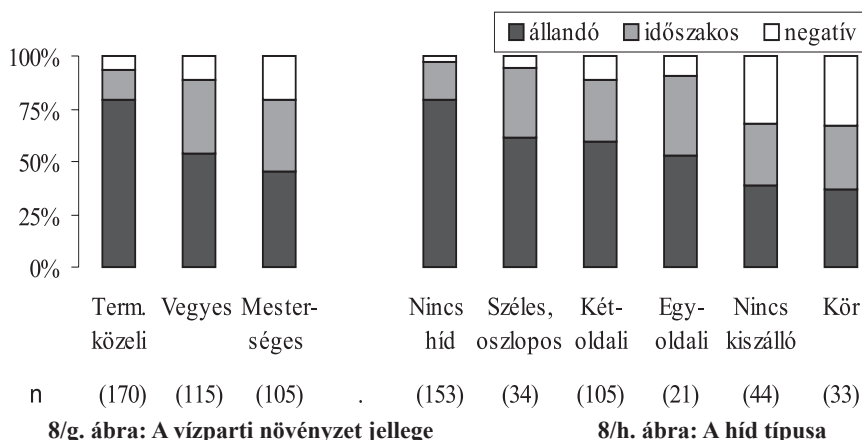
időszakban nem reális a felmérésünk, ritkábban tapasztaljuk a vidra (állandó) előfordulását. A felmérést célszerű normál (átlagoshoz közeli) vízszint viszonyok között elvégezni. Erre nálunk a téli időszak (ősz végétől tavasz közepéig) megfelelő, a tavaszi hóolvadástartás megelőzően.

A felmérések célszerűen olyan időpontokban zajlottak, amikor a felmérni szándékozott területeken éves átlagban jellemző vízszint értékeket tapasztaltunk. Ezt elsősorban a vízfolyások, valamint a természetes állóvizek mentén el is értük, amit a normál vízszint mellett végzett felmérések magas aránya is jelez. A téli időszakban a halastavak jelentős részén vagy alacsony vízszintet, vagy száraz tómedret (extrém alacsony vízszint) találtunk. Normál vízszint mellett volt a legkedvezőbb vidra előfordulás és magas vízszint mellett a legrosszabb (8/f. ábra). Az alacsony és extrém alacsony vízszintek mellett a normál vízszinthez hasonlóan magas előfordulási, bár relatíve rosszabb állandó előfordulási értéket tapasztaltunk. Az eloszlások közötti különbség jelentős volt ($P_{II} < 0,05$, ill. $P_{III} < 0,01$).

Vízparti növényzet típusa

A vízparti növényzet jellemzésekor egyszerű besorolásokat célszerű végezni, pl. erdő, ültetvény (pl. nemesnyáras), nádas, gyékényes, bokorfüzes, magassásos, legelő, stb. Egy-egy területen többféle típus is előfordulhat, ezek mindegyikét jegyezzük fel (aláhúzzuk, vagy a listát kiegészítjük). A társulást precízebben a Nemzeti Biodiverzitásmonitorozó Rendszer keretében 1997-ben kidolgozott és elfogadott Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) kódjaival is megnevezhetjük. A statisztikai értékelés során megtartjuk az eredeti növényzettípus elnevezéseket, emellett összevonást is végezhetünk a vizes élőhely természetességi állapota alapján. Eszerint a területeket három fő kategóriába sorolhatjuk. Az esettanulmányban a felmért terület „természetközeli” ha a vizes élőhelyre jellemző növényzet borítja, továbbá a partvonalát jelentősen nem módosították. Például, puhafás ligeterdő, égeres, bokorfüzes, nádas, gyékényes, sásos, illetve ezek kombinációja mozaikosan fordul elő a vízparton. „Mesterséges” az élőhely, ha a partvonalat jelentősen módosították (pl. árvízvédelmi töltéssel, vagy lebetonozták), eredeti növényzet nem, vagy csak elvétve borítja (pl. szántó, intenzív legelő, kaszált töltésoldal, üdülővezet, iparterület esetén). „Vegyes” jellegű az élőhely, ha természetközeli és mesterséges elemek váltakoznak rajta, pl. ha egy intenzíven horgászott, nádassal, bokorfüzessel szegélyezett tó, vagy a holtág partvonalát stégekkel beépítették. Valamiféle emberi behatás minden területen tapasztalható. Például az egykori lápok, mocsarak, mocsárrétek helyén kialakított halastavak nádasai, füzesei is emberi közreműködés eredményeként jöttek létre. Annak ellenére, hogy ezek élővilágának a gazdagsága elmarad az eredeti élőhelyekétől, ezeket is a „természetes” kategóriába soroljuk. Ennek oka, hogy azok a vidra szempontjából kedvezőek, szemben egy „mesterséges”, vagyis ültetett monokultúrával, pl. nemes nyárással, nyírt fűvű horgászó parttal, vagy éppen egy vízpartig húzódó kukoricatáblával, intenzíven használt legelővel.

A vidra előfordulása leggyakoribb, valamint legnagyobb arányban volt állandó jellegű a természetközeli területeken (8/g. ábra). Azonban még a vegyes növényzetű területeken is megközelítette az előfordulás a 90%-ot. A vízparti növényzet természetességi állapotának romlásával fokozatosan csökkent a vidra jelenléte, a csoportok közötti különbség mindkét értékelési szempont alapján jelentős volt ($P_{II} < 0,01$, ill. $P_{III} < 0,001$).



b) Hidak jellemzői

A hidak környékének bejárása fontos a vidrafelmérés szempontjából. Ennek az az oka, hogy a vidrák a hidak alatt és közelében kijönnek a vízből, és területjelzést végeznek.

Híd típusa

A vidrafelmérés szempontjából megkülönböztetett főbb híd típusok: a) oszlopokon álló híd; b) a vízfolyás mindkét oldalán padkával ellátott híd, melynek padkája normál vízszintnél kiemelkedik; c) a vízfolyás egyik oldalán padkával ellátott híd, melynek padkája normál vízszintnél kiemelkedik; d) padka nélküli, vagy normál vízszintnél híd alatti átjárást nem biztosító híd, és e) csőszerű (kör alakú) híd. A fő híd típusokat a felmérés ív sematikus ábrája (2. melléklet) szemlélteti.

A vizsgált 390 helyszín közül 153 esetben nem hidak közelében, hanem tavak, holtágak mentén zajlott a felmérés, e helyszíneken volt legmagasabb a vidra előfordulása (8/h. ábra). Ezek értendők az ábrán „nincs híd” elnevezés alatt. 90% körüli volt a vidra jelenléte a széles oszlopos, továbbá a kétoldali és egyoldali padkával épített hidaknál is; alacsonyabb a kiszállóhely nélküli és a kör alakú (szintén padka nélküli) hidak esetében. A hidak típusától függően lényegesen különbözött a pozitív és negatív vidra előfordulások eloszlása, és a három előfordulási típus értékelése szerinti eloszlás is ($P_{II} < 0,001$, ill. $P_{III} < 0,001$). Amennyiben csak a hidak körüli felmérést vesszük alapul, szintén jelentős eloszlásbeli különbségek tapasztalhatók ($P_{II} < 0,001$, ill. $P_{III} < 0,001$).

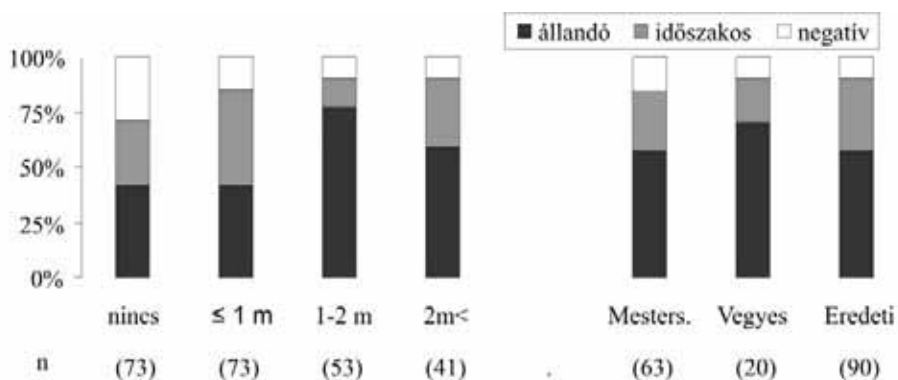
Padka szélessége

A padka a vidra kiszálló és jelölő helyeként szolgál. Minősítése érdekében lemérjük a vízfolyás szerinti jobb és bal oldali padka szélességét.

A felmérésben legalacsonyabb volt a vidra előfordulási gyakorisága a padka nélküli hidak alatt (8/i. ábra). Leggyakoribb állandó előfordulás akkor volt tapasztalható, mikor a padka nem volt sem túl széles, sem túl keskeny, vagyis 1-2 méter közé esett. A vizsgált csoportok közötti eloszlásbeli különbség szignifikáns volt ($P_{II} < 0,05$, ill. $P_{III} < 0,001$).

Padka anyaga

A híd alatti kiszállóhely anyaga (talaja, borítása) lehet mesterséges, pl. kőszórás, betonezés, vagy lehet eredeti, pl. földes/iszapos, homokos/kavicsos, füves, stb. Esetenként eredeti és mesterséges elemek vegyesen fordulnak elő. Mindez azonban nem befolyásol-



ta az előfordulási eloszlásokat (P_{II} : NS, ill. P_{III} : NS). A vidrák a természetes és a mesterségesen kialakított padkát egyaránt (8/j. ábra) előszeretettel használták jelölőhelynek.

c) Emberi zavaró hatások

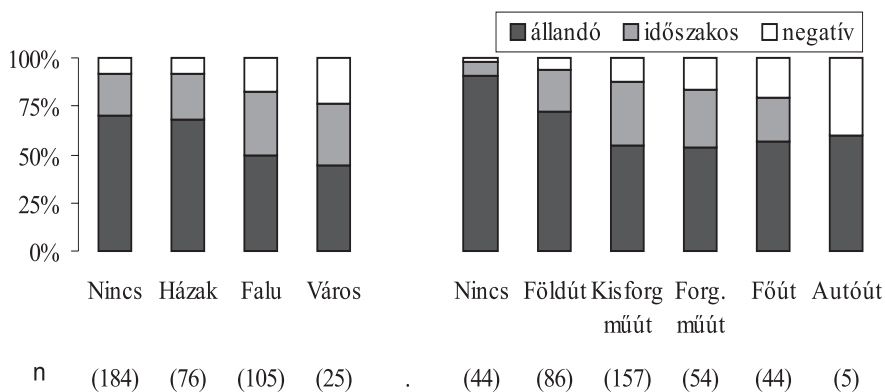
Település mérete

A felmért vizes élőhelyszakasz közelében található lakóházak száma és a település kiterjedése szerint végezzük a minősítést. A lehetséges kategóriák: nincs ház, néhány ház, kis település (falu), nagyobb település (város, nagyváros).

A vidra előfordulása és állandó jelenléte egyaránt hasonló volt, ha a településtől távolabb, vagy külterületi egy, vagy néhány házból álló településrész közelében zajlott a felmérés. Jellemzően, a felmért helyszínhez közel eső település méretének növekedésével az előfordulás fokozatosan csökkent (8/k. ábra). Az eloszlások közötti különbség jelentős volt ($P_{II}<0,05$, ill. $P_{III}<0,01$).

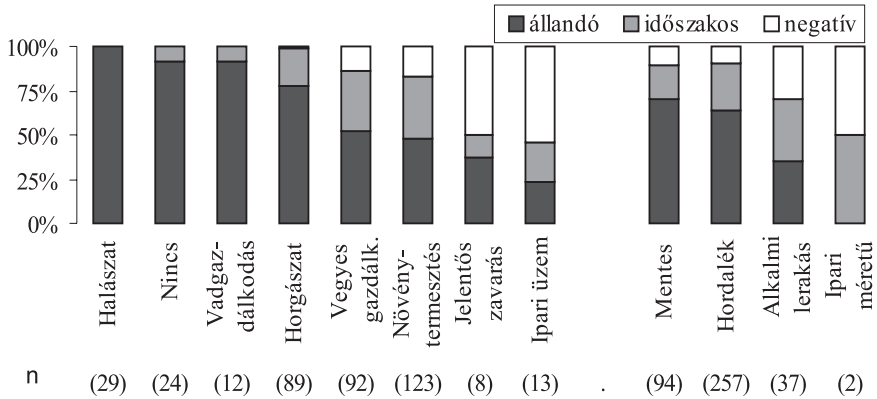
Forgalom

A forgalom intenzitását a felmért vizes élőhely közvetlen közelében található út mérete és forgalma alapján minősítjük. A lehetséges kategóriák: nincs út, földút, kis forgalmú műút, forgalmas alsóbbrendű műút, főút, autótút és autópálya.



8/k. ábra: A közeli település jellege

8/l. ábra: A közeli út forgalma



8/m. ábra: A gazdálkodás

8/n. ábra: A vízszennyezés

Azon vizsgált területek majdnem mindegyikén pozitív volt a vidra előfordulása és igen magas (91%) az állandó jelenléte, amelyek utaktól távolabb helyezkedtek el (8/l. ábra). Érdekes, hogy a műtak közelsége esetében 50% körüli volt az állandó előfordulás aránya azok típusától függetlenül. Az eloszlások közötti különbség mindkét csoportosítás szerint lényegesen különbözött ($P_{II} < 0,01$, ill. $P_{III} < 0,001$).

„Zavarás jellege”

A besorolás alapját a vidra élőhelyén tapasztalt közvetlen zavaró tényezők jelentik. Ezek gyakran az ott folyó jellemző emberi tevékenység szerint besorolhatóak. Ennek alapján a „zavarás” kategóriák az alábbiak lehetnek: nincs zavarás, halgazdálkodás, vadgazdálkodás, horgászat, növénytermesztés, intenzív legeltetés, ipari üzem, egyéb (pl. turizmus, ami befolyásolhatja a vidra jelenlétét).

A vidra előfordulása 100%-os volt a halgazdálkodással hasznosított területeken, valamint amelyek közvetlen közelében nem folyt semmilyen gazdasági tevékenység, továbbá a vadgazdálkodással és a horgászattal hasznosított területeken (8/m. ábra). Az intenzív szántóföldi növénytermesztéssel, valamint a többféle gazdálkodással (pl. növénytermesztéssel és állattartással) jellemezhető területek közelében gyakoribb volt a negatív pontok aránya. Ipari területek (üzemek, nagy vasútállomás, forgalmas bevásárlóközpont) közelében, valamint ahol többféle intenzív gazdasági tevékenység is előfordult, lényegesen ritkábban fordult elő vidra. A csoportok közötti eloszlásbeli különbség jelentős volt ($P_{II} < 0,001$, ill. $P_{III} < 0,001$).

Szemétkerakás

Ennél a tulajdonságnál a felmért területen tapasztalt szemétkerakás és a vízszennyezettség mértékét minősítjük. Lehetséges kategóriák: szennyezéstől mentes, „csak” hordalék szemét (nincs közvetlen szemétkerakás), alkalmi szemétkerakás és nagymértékű (ipari méretű hulladéklerakás) szemétkerakás, illetve szennyezés. Vízhányási adatok legtöbbször nem állnak rendelkezésünkre.

A vidra jelenléte hasonlóan nagyarányú volt (8/n. ábra) a szennyezéstől (szemétkerakástól) mentes területeken, valamint azokon, ahol kevés volt a szemétkerakás mennyisége. A vidrák lényegesen ritkábban fordultak elő azokon a területeken, ahol jelentős volt a szemétkerakás, valamint a műszerek nélkül is észlelhető szennyezés (pl. szennyvíz bevezetés, ami sajnos nem ritkaság). A szemétkerakás mértékének növekedésével tehát fokozatosan

romlott a vidra előfordulási aránya; a csoportok közötti különbség jelentős volt ($P_{II} < 0,01$, ill. $P_{III} < 0,001$).

Élőhely természetessége

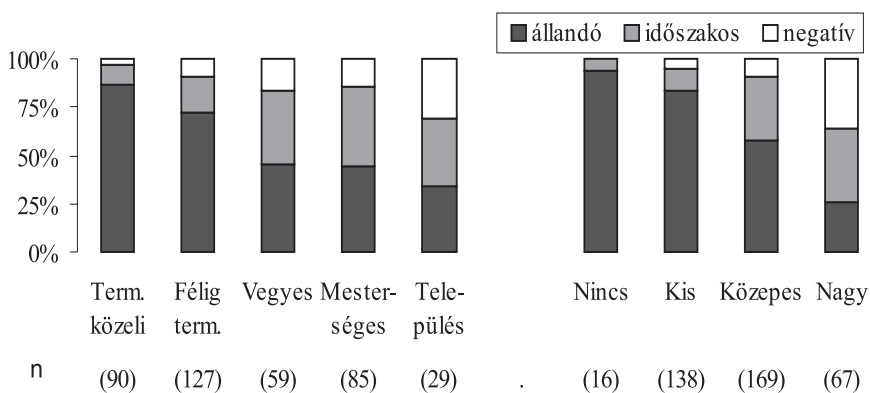
A terület természetességi fokának meghatározása több korábbi minősítési szemponttal részben átfed. Az IUCN minősítésében ez mintegy a vizes élőhely természetességének „összbenyomásaként” értelmezhető. Természetközelinek akkor tekintjük a területet, amikor széles sávban természetes vízparti növényzet borítja (nádas, gyékényes, sásos, bokorfűzes), vízszintje nem ingadozik jelentősen. A terület természetvédelmi oltalma inkább egy lehetőség egy kedvező élőhelyi állapot eléréséhez, vagy fenntartásához; ez a szempont (2. melléklet) járulékos adatként érdekes. „Félig természetes” kategóriánál meghatározó a természetközeli növényzet, de e mellett pl. szántóföldi növénytermesztés, faültetvény, állattartás (legeltetés) is előfordul. Vegyes természeti állapotú a terület, ha a vízparton közel fele-fele arányban váltakoznak a természetközeli, és az intenzíven kezelt élőhelyek (pl. szántóföld, legelő). Településen végzett felmérés esetén az élőhelyet alapvetően mesterségesen létrehozott környezet veszi körül (pl. lakóépületek, üzemek, utak, kertek, parkok).

A felmérésben a természetközeli területeken volt leggyakoribb a vidra előfordulása és állandó jelenléte (8/o. ábra). A felmért terület természetességi fokának romlásával fokozatosan csökkent a vidra előfordulása. Legrosszabb eredmény a településeken belül volt tapasztalható. Az eloszlások közötti különbség mindkét csoportosítás szerint lényegesen különbözött ($P_{II} < 0,001$, ill. $P_{III} < 0,001$).

Összegzett zavarás

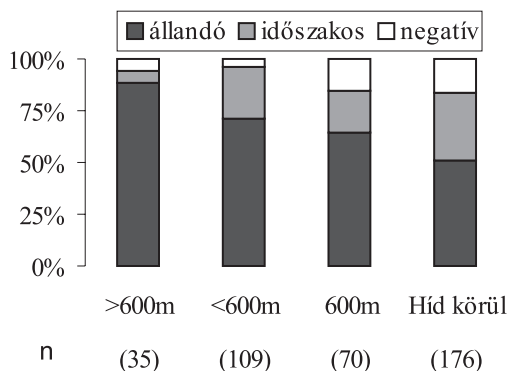
Az emberi (zavaró) hatásokat összegzett módon is célszerű értékelnünk. Ennek oka, hogy egy-egy tényező önmagában is lehet jelentős hatása, vagy ellenkezőleg, több zavaró tényező együttes hatása is lehet kismértékű. Itt a zavaró hatásokat nagyságuk szerint az alábbiak szerint értékeljük: nincs, kismértékű, közepes és nagymértékű.

A felmért 390 helyszín közül mindössze 16 esetben nem lehetett észlelhető emberi behatást tapasztalni (8/p. ábra). Ezek mindegyikén előfordult vidra, és jelenléte közel 100%-ban állandó volt. Azokon a helyszíneken, ahol a zavaró hatások kismértékűek voltak, szintén magas volt a vidra előfordulása. A zavarás növekedésével fokozatosan csökkent a vidra előfordulás, különösen az állandó jelenlét gyakorisága. Az eloszlások közötti különbség lényegesen különbözött ($P_{II} < 0,001$, ill. $P_{III} < 0,001$).



8/o. ábra: Az élőhely természetessége

8/p. ábra: Összegzett zavarás



8/q. ábra: A felmérő módszer

d) A felmérés módszere

A felmérés alapvetően az IUCN minimum standard felmérési metodikában javasolt 600 méter hosszúságú partszakaszon történik. A felmérő íven rögzítjük (aláhúzzuk) a keresés helyszínét, irányát. Ezek az adatok a következő felmérésekhez és a statisztikai értékeléshez is támpontot jelentenek. Előfordul, hogy a javasolt teljes 600 méternyi távolságon nem lehet elvégezni a felmérést, mert a partszakasz egy része megközelíthetetlen (mert például a vízpartot beépítették, elzárták, vagy átjárhatatlan széles és sűrű nádas övezi). Az eltérést a felmérő lapon pontosan jelezni kell. Ahol problémás a jelenlét eldöntése mesterséges vidraíró pont létesíthető, pl. híd alá nagyobb kő helyezésével. A „híd körüli” felmérés abban különbözik a „csak híd körüli” felméréstől, hogy előbbi esetén a vízfolyás mentén minden irányban kb. 50 méteren a vízpartot bejárjuk (CHANIN 2003), utóbbinál csak a híd alatti és híd melletti néhány méteres szakaszt ellenőrizzük.

Érdekes eloszlásmintázat tapasztalható a felmérés módszerétől függően (8/q. ábra). Amikor a felmérés az optimálisnak tekintett 600 méternél hosszabb (átlagosan 1060 m, min.-max. 700-4200 m) szakaszon történt, 90% felett volt a pozitív, és közel 90%-ban az állandó előfordulás. Azonban a 600 méternél rövidebb partszakaszok (átlagosan 303 m, min.-max. 50-500 m) felmérési eredménye is jobb, volt, mint a 600 méteres felmérésé, különösen a pozitív eseteket tekintve. A gyakori híd körüli felmérések esetében, a 600 méteres felméréshez hasonló, 80% feletti pozitív előfordulás volt tapasztalható, de alacsonyabb volt a vidra állandó előfordulása. A felmérés során kapott tendencia nem egyértelmű, az eloszlások közötti különbség mindkét csoportosítás szerint lényegesen különbözött ($P_{II} < 0,01$, ill. $P_{III} < 0,001$).

Összegzésként megállapítható, hogy számos vizsgált jellemző esetében, a különböző vízgyűjtő területeken tapasztaltak összhangban állnak egymással és a KEMENES és DEMETER (1994, 1995) által vizsgált szempontok eredményével is. Például hasonlóak voltak az összefüggések az élőhely típusa, a vízfolyás szélessége és a vízmélység, a híd típusa, a híd alatti padka anyaga, a felmért helyszínhez közeli település mérete, a forgalom mértéke, a terület természetességi foka, az összegzett zavaró tényezők erőssége és a felmérés módszere szerint. Ugyanakkor egyes tulajdonságoknál, a nagy folyók (Duna és Dráva) esetében határozottabb csoportok közötti különbségek adódtak mint a Kapos, vagy a Koppányok esetében. Így például, a vízpart meredekségének növekedésével, a

felméréskor tapasztalt vízszint csökkenésekor, vízparti növényzet természetességi állapotának romlásával, az élőhelyhez közeli gazdálkodás (elsősorban növénytermesztés) intenzitásának növekedésével, statisztikailag is alátámasztható módon csökkent a vidra előfordulása. Más tulajdonságokban, így a híd alatti padka szélessége és a területen tapasztalt szemét elhelyezés (szennyezés) mértéke esetén a Kapos mentén kapott eredmények voltak határozottabbak. Mindezek a vidra alkalmazkodóképességét jelzik (KEMENES és DEMETER 1994, 1995), vagyis olyan területeken is előfordulhat, ahol zavarás, vagy élőhely minőségi problémák tapasztalhatók.

A hidak környékének bejárása fontos a vidrafelmérés szempontjából. Ennek legfőbb oka, hogy a vidra a területét olyan pontokon jelöli, ahol a jelölései tartósan megmaradnak. A hulladék, a kémiai kommunikációban néhány napig tölthet be szerepet, azt követően csak vizuális jelként lesz fontos. A hidak alatt, különösen a magasabb rézsűkön hónapokig megmaradnak a hulladékok. A hidak fontosságára hívja fel a figyelmet az is, hogy a vidragázolások legtöbbször hidak közelében történnek. A vidrafelmérés tapasztalatai, különösen a hidak mentén kapott eredmények támpontot adhatnak a vonalas létesítmények alatti átjárók (hidak, száraz átjárók) tervezéséhez és kialakításához.

Az eredményeket érdemes a területen tapasztalt zavaró hatások összegzésével, fokozatok szerint is értékelni, meglehet, ez a szempont nem szerepel az IUCN ajánlásban.

A vidrafelmérés nem ad(hat) információt például a halkészletre (mely a vidra előfordulása szempontjából kulcsfontosságú), vagy a vízminőségre vonatkozóan. Problémás (negatív előfordulási) esetekben az ide vonatkozó adatok jó esetben más felmérésekből és vizsgálatokból beszerezhetők.

Egy teljes részletességű (jövőbeni) felmérő íven további adatok is kérhetők. REUTHER et al. (2000) ajánlása alapján például a területre vonatkozó egyéb adatok (pl. referenciák) és azok elérhetősége is szerepel. Kiegészítő információ is megadható, így post mortem vizsgálat, vagy rádió-telemetriás módszerrel vizsgált példányok biometriai adatai (pl. testtömeg, testméretek, kor), speciális analízisek eredményei (PCB-k, nehézfémek, egyéb toxikus anyagok, betegség, molekuláris genetikai analízis eredménye, szteroid hormonok, reprodukció, egyéb).

A jelen esettanulmányban szereplő, pillanatnyi állapotot rögzítő, részletes felméréssel ellentétben, – ahol a mintavételi helyszínek sűrűn helyezkedtek el (7. ábra), – egy későbbi országos felmérésben az IUCN/OSG ajánlást követve, 10x10 km-es UTM négyzetekenként átlagosan négy standard helyszínen (REUTHER et al. 2000), míg vidramonitorozásra kijelölt folyók vízgyűjtőin 60 helyszínen, elsődlegesen hidak körül javasolt a felmérést elvégezni (CHANIN 2003). Problémát jelent, hogy a vidra sűrűségének, vagy állomány-nagyságának meghatározására a hagyományos módszerek nem adnak választ. Még a jelenlét-hiány, vagy a területfoglalás témakörben sem került nyugvópontra, hogy milyen léptékű (és részletességű) vidrafelmérés lenne a legalkalmasabb. Egy közelmúltból való, figyelemfelkeltő példát említünk. Portugáliában a vidra az 1980-as évek végén még adathiányos (data insufficient) faj volt. Az IUCN által ajánlott 10x10 km-es léptékű későbbi felméréseik (pl. TRINDADE et al. 1998) azt mutatták, hogy a vidra országosan elterjedt (a helyzet eddig hasonló a hazaihoz). A faj kedvező elterjedésére való tekintettel a státusát visszaminősítették az alacsony kockázatú fajok (least concern) kategóriájába. Ez, nagyban visszavezethető a felmérés nem kellő finomságára, a háttérben zajló folyamatok (trendek) vizsgálatának hiányára. Az állományváltozás trendje a terepi felmérő módszer finomításával, majd standardizálásával – megbízhatóan – meghatározható lenne. A trend ismerete fontosabb, mint a létszámé és/vagy a sűrűségé, és nagyobb biztonsággal becsülhető is.

A teszt felmérések alapján, összességében megállapítható, hogy a felmért helyszínek döntő többségén megtalálható vidra, jelentős a rendszeres előfordulások aránya. A felmérés további tesztelése, majd mielőbbi országos kiterjesztése szükséges lenne a faj és élőhelyei érdekében.



9. ábra: Vízparti kiszállóhely
(automata fényképezőgéppel készített kép)



10. ábra: Zsombékon pihenő vidra

Vidra nyomjelek I.



11. ábra: Friss vidrahulladék
(prédamaradványokkal)



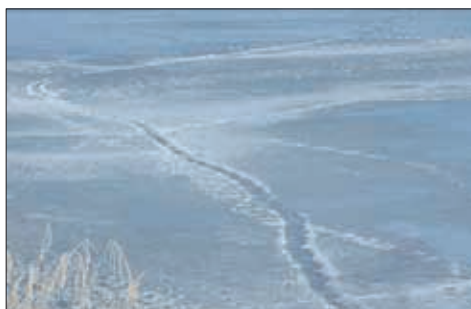
12. ábra: Friss területjelölő anális váladék



13. ábra: Szopós vidra hullatéka
(kölyöknevelés biztos jele)



14. ábra: Vidralábnym iszapban



15. ábra: Vidracszáskálás és vidranyomok



16. ábra: Biztonságos tóparti táplálkozó hely



17. ábra: Vidra prédamaradványa (törpeharcsa)



18. ábra: Nyúzott varangy

Vidra nyomjelek II.

19. ábra: Kaparásnyom



20. ábra: Fülabda



21. ábra: Tradicionális vidraváltó



22. ábra: Vidra játszóhely (híd alatti kiszállóhely)



23. ábra: Halastó partvédelme alatt jég alá jutás



24. ábra: Vidra által használt lék

Jelölő helyek I.



25. ábra: Gyakran használt vidra kiszállóhely



26. ábra: Jelölőpont vízparti üreges fatörzsben



27. ábra: Vidra hullatékok vízparti fa „lábán”

28. ábra Jelölés fa gyökerein
(fényesre járt gyökerek)

29. ábra: Hulladék, vízbe dőlt fatörzsön



30. ábra: Vízparti kövezésen is kereshető nyomjel



31. ábra: Jelölő pont vízparti kövön



32. ábra: Anális váladék kavicsos Dráva parton

Jelölő helyek II.

33. ábra: Kotorékok, alkalmi pihenőhelyek mellett is gyakran találhatók hullatékok



34. ábra: A vidra vizelete is fontos jelzés, de leginkább csak havon látszik



35. ábra: A vízparti madármegfigyelő kunyhókat, és a horgászstégeket is használja jelölésre



36. ábra: Kisvízfolyások fa átjáróján is jelöl



37. ábra: Vidra által kialakított jelölőhely, homokon



38. ábra: Különös (de nem rendhagyó) jelölés, híd alatt



39. ábra: Híd alatti jelölőpont



40. ábra: Vidramászás nyomai híd alatti részsűn

Vidrakotorékok, pihenőhelyek



41. ábra: Vidrakotorék bejárata a Dráván



42. ábra: Tóparti vidravár bejáratai



43. ábra: Vidravár, halastó zsilipje mellett



44. ábra: Vidrakotorék bejárata



45. ábra: Vidrakotorék bejárata patakparton



46. ábra: Pihenő, megfigyelő és jelölőhely zombékon



47. ábra: Vidra pihenőhelye kidőlt fa törzsében



48. ábra: Kiváló alkalmi pihenőhely

Vízpart növényzetborítása, meredksége, állapota

49. ábra: Kopár partvonal



50. ábra: Gyér növényzetborítás



51. ábra: Foltszerű parti növényzet



52. ábra: Dús növényzet



53. ábra: Meredek partoldalú Drávai befolyó patak



54. ábra Átalakított, füves parttal és nádassal szegélyezett intenzíven használt horgásztó



55. ábra: Kibetonozott (mesterséges) patakmeder



56. ábra: Meredek parti kövezés a Dráván

Néhány növényzet-típus



57. ábra: Horgászvíz, részben természetes partvonnalal (Hársas-Nagyberki víztározó, Kisgyalán)



64. ábra: Kavicsbányató meterséges partvonala (Gyékényes)



59. ábra: Folyót kísérő természetközeli puhafa-liget (Vízvár, Dráva)



60. ábra: Vegyes vízparti növényzet típus (Stara Drava)



61. ábra: Horgászállások holtág mentén (Barcs)



62. ábra: Intenzív szántók közé szorított, keskeny füves sávval övezett meliorált patak



63. ábra: Természetközeli állapotú tó



64. ábra: Lecsapolt halastó

Főbb híd típusok



65. ábra: Halastavak közötti főúton átvezető, gyakran használt vidraváltó (nincs híd!)



66. ábra: Oszlopos híd, füves, földes talajjal, kiváló vidrakiszálló hely



67. ábra: Mindkét oldalon betonozott híd alatti padka



68. ábra: Füves-földes híd alatti padka



69. ábra: Meredek híd alatti részű, mely jelölésre alkalmatlan (nincs padka)



70. ábra: Keskeny híd alatti padka (csak a vízszintes területet számoljuk kiszálló helynek)



71. ábra: Padka nélküli híd



72. ábra: Kör alakú híd, padka nélkül

Néhány zavaró hatás



73. ábra: Autóroncs folyómederben



74. ábra: Rendszeres személtlerakás nyomai



75. ábra: Traktorútnak használt, egyébként természetközeli partvonal



76. ábra: Vízszennyezés



77. ábra: Horgászhelynek kialakított egykori vidrakiszálló hely (Vízvár, Dráva)



78. ábra: Legeltetés, ha intenzív



79. ábra: „Tereprendezés”



80. ábra: „Karbantartás” (Kapos)

3. VIDRAPOPULÁCIÓK: GENETIKAI MINTÁZAT, SŰRŰSÉG ÉS MONITOROZÁS

3.1. Problémafelvetés, célkitűzések

Ebben a fejezetben a Dráva menti területeken, valamint somogyi halastavakon végzett molekuláris genetikai vizsgálatok eredményeit ismertetjük. Először a vizsgálati területek kiválasztásának okait, majd a módszer alkalmazási lehetőségeit, és a vizsgálat céljait tekintjük át.

Közismert, hogy a vízierőművek (nagy gátak, vízlépcsők) lényeges hatással vannak a környezetre. Megszakítják a folyó változatos élőhelyeinek sorozatát, folyamatos ökológiai folyosó jellegét. Az addig sokszínű élőhely-együttes egy egybefüggő nagy kiterjedésű zavart élőhellyé, mintegy víztározóvá válik (pl. ALAM et al. 1995, VIÉ 1999). A gátak megakadályozzák a halak migrációját (pl. HOLMQUIST et al. 1996), átalakul a vízminőség, állóvíz jelleg jön létre, vízszintingadozások jellemzők. Ezzel új és kedvező feltételek létesülnek a széles ökológiai tűrésű idegenhonos fajoknak, melynek hatása az őshonos fauna elszegényedésében (diverzitás csökkenésben) mérhető le (pl. LENGYEL 1998, COLLARES-PEREIRA et al. 2000, SALLAI 2004). És még hosszasan lehetne sorolni a természet rombolásából adódó káros következményeket, amelyek mellett eltörpül a gazdasági előny. Elegendő a Szigetköz példája is. A mi esetünkben, a Dráva folyón, Novo Virjénél (Órtilos és Bélavár közötti Dráva szakaszon) tervezett monumentális méretű erőmű (30 kilométer hosszúságú duzzasztás) megépítésével hasonló negatív következményekre lehetne számítani. Az 1988-ban, Zágrábban aláírt, a Dráva közös érdekű szakaszának hasznosításával foglalkozó egyezmény után a folyó menti élőhelyek monitorozását a 2066/1999 (III. 31.) számú kormányhatározat rendelte el. Ennek értelmében a Duna-Dráva Nemzeti Park Somogy megyei Dráva szakasza mentén megkezdődött a környezeti és természeti értékek, így a vidra monitorozása is. A vízlépcső várható hatása természetesen nemcsak a halfaunát, hanem más állatsoportokat, illetve a folyóhoz közeli növénytársulásokat, vagyis a rendkívül értékes ökológiai rendszer minden elemét érintené. Időközben a vízi erőmű megépítését elnapolták. Az 1999-től a Dráva természeti értékeinek monitorozásában résztvevők eredményei a terület élővilágának rendkívüli gazdagságát jelzik. A Dráva mentén a becsült állatfajok száma 25 ezerre tehető, amelynek zöme gerinctelen faj, azaz a hazai fauna mintegy fele előfordul itt. A nagyszámú állatfaj már önmagában is mutatja a terület természetvédelmi jelentőségét. A felmérésekről a Natura Somogyiensis 7. kötete (szerk. ÁBRAHÁM 2005) nyújt részletesebb ismereteket. Csak a hazai Dráva szakasz mentén 262 védett és 36 fokozottan védett, vagy a különböző irányelvek, vagy egyezmények besorolása szerint 134 Natura 2000-es, 232 Berni Egyezményes 97 Bonni Egyezményes, 29 Washingtoni Egyezményes állatfaj előfordulása bizonyított (ÁBRAHÁM 2005). A 2007-2008-as időszakban zajló Interreg programunk keretében, a Dráva mindkét oldalán folytatott vizsgálatokban – különösen a Horvátországi területeken - újabb értékes fajokat sikerült kimutatni. Részletesebb adatok a programkötetben találhatók (szerk. PURGER 2008).

Külföldi tapasztalatok szerint a világ különböző vidrafajai használhatják ezeket az átépített élőhelyeket is (PEDROSO et al. 2007). Azonban a gátak a legtöbb esetben negatívan hatnak a vidra előfordulására (pl. MACDONALD és MASON 1984, RUIZ-OLMO et al. 2001). Ebben elsősorban a folyóparti növényzet tönkremenetele, átalakulása, a nagy léptékű szárazodás játsza a fő szerepet. A kialakuló meredekebb partvonal és a mélyebb víz nem ideális a vidra számára, inkább a sekélyebb vizeket kedveli (pl. MACDONALD és MASON 1994, KRUIK 1995). Amélyebb víz például hidegebb, nagyobb energiabefektetéssel jár a benne való vadászat (KRUIK 1995). A korábban leírtak szerint, a tározó nyílt partvonala, az ott várhatóan kialakított ültetvények, a jelentős napi vízszíntingadozás, a rejtőzködésre alkalmas helyek hiánya és az ebből adódó nagyobb zavarás miatt sem ideális. Regionális léptékű vizsgálatunkat ezért a veszélyeztetett Dráva menti területeken terveztük.

A rejtőzködő és viszonylag nagy mozgáskörzettel rendelkező állatfajok esetén – mint amilyen a vidra is – nehezen bizonyítható, hogy milyen rokonsági, genetikai kapcsolat áll fenn az egyes „populációk” között. Ez a vidra és a Drávai élőhelyek veszélyeztetettsége miatt, különösen érdekes kérdés volt. Erre a vizsgálatunk kezdetekor (2002) nem álltak rendelkezésre külföldi eredmények sem. Továbbá, a vidraállomány becslése szempontjából érdekesnek bizonyult a vidramonitorozásból (LANSZKI 2002, 2004, 2005) rendelkezésre álló, hagyományosnak tekinthető hullatéksűrűség indexnek a genetikai módszerrel történő tesztelése. Ugyanis a kétféle módszer eredménye közötti szoros összefüggés esetén, a viszonylag egyszerű hagyományos módszer, más hasonló természeti adottságú területeken, vagyis szélesebb körben, mások által (pl. Nemzeti Park Igazgatóságok, vidra fajmegőrzés) is alkalmazható lenne a vidrasűrűség becslésére. A vizsgálatunk kezdetekor hasonló módszertesztelő vizsgálatról nem volt tudomásunk.

A Kárpát-medencei, azon belül is a hazai vidraállomány európai viszonylatban fontos törzsállomány. Az érem másik oldala, hogy a halállományban okozott (vélt, vagy valós) kártételért nemcsak régebben üldözték a vidrát, de helyenként még ma is ellentét feszül a halászati (és a horgász), valamint a természetvédelmi érdekek között. A vidra létszámát (vagy inkább a vidra kártételét) a haltermelő gazdaságokban gyakran túlbecsülik. A vidra kapcsán számos kérdés merülhet fel gazdálkodói és természetvédelmi oldalról egyaránt. Ilyenek, például, hogy az adott élőhelyen előfordul-e vidra, ha igen, mekkora az egyedszáma, milyen az ivar és kor szerinti összetétel, az önállóvá vált növendékek hová, milyen távolságra „vándorolnak”, melyek a migráció fő okai, az emberi beavatkozásoknak (pl. tavak lecsapolása, természetvédelmi célú kezelések, orvvadászat) milyen a vidranépességre gyakorolt hatása, stb. Ezek fontos és végre tisztázandó kérdések a fokozottan védett vidra jelenlegi és jövőbeni megőrzése szempontjából. A jelen vizsgálat újszerűsége, hogy a programot megelőzően hasonló molekuláris genetikai vizsgálatot Európában alig néhány esetben, és a hazaitól lényegesen eltérő környezeti feltételek mellett végeztek (pl. DALLAS és PIERTNEY 1998, COXON et al. 1999, DALLAS et al. 1999, 2000). Ezért kisléptékű, részletes vizsgálatot is terveztünk.

A vizsgálatra kiválasztott két halastórendszeren korábban a vidra táplálkozási szokásait tanulmányoztuk (LANSZKI et al. 1999, 2001), a területek bejárása rendszeres volt.

A magyarországi vidrapopulációt stabilitás jellemzi (pl. HELTAI 2002, KEMENES et al. 2005), hogy az állományban nem következett be olyan visszaesés, mint amit Nyugat-Európában tapasztaltak (pl. CONROY és CHANIN 2002). Ebből, valamint a számára kedvező vizes élőhelyek nagy számából feltételezhető, hogy a hazai vidraállomány genetikai diverzitása nagy lehet. Ennek vizsgálata érdekében az országsszerte elpusztult vidrák 2002-ben elkezdett post mortem vizsgálata során mintagyűjtést és molekuláris genetikai feldolgozást végeztünk.

Csúcsragadozóként, a vidra állománysűrűsége alacsony. Magányos, rejtőzködő életmódjával, továbbá főként éjszaka és szürkületben aktív viselkedésével függ össze (MASON és MACDONALD 1986, CONROY és CHANIN 2002), hogy a vidra állománynagyságának meghatározása meglehetősen nehéz feladat. Számos hagyományos módszerrel ellentétben, mint például a közvetlen megfigyelés, vagy a katorékszámlálás, amit a Skóciai tengerparton sikerrel alkalmaztak (KRUUK et al. 1989, KRUUK 1995), az előfordulás megállapítására közvetett módszereket, mint például a hullaték, és a lábnyom vizsgálatát gyakrabban alkalmazzák (további ismeretek a 2. fejezetben található). Az állomány dinamikájának (populációnagyság, vagy populációsűrűség változásának) nyomon követésére alkalmazhatók: kérdőíves felmérés (előző fejezetben részletezve, REUTHER et al. 2000), a nyomszámlálás (PULLIAINEN 1981, REID et al. 1987, DUBUC et al. 1991, SULKAVA 2006, SIDOROVICH és PIKULIK 2002, RUIZ-OLMO et al. 2001b, WILSON és DELAHAY 2001), a rádiótelemetria (GREEN et al. 1984, KRANZ 1995, ROSOUX 1995, RUIZ-OLMO et al. 1995, BEJA 1992, DULFER et al. 1996, DURBIN 1996a,b), a fotócsapdák (BEIER és TÖLGYESI 1993, MADSEN 1996, GROGAN et al. 2001, LEANIZ et al. 2006, LANSZKI 2007b, YOXON 2008, QUAGLIETTA 2008, LUTRA 2008), vagy a hullatékfelmérés (pl. KRUUK et al. 1986, MASON és MACDONALD 1987). Azonban, ezekkel a hagyományos, vagy újabb módszerekkel kapcsolatban számos kérdés és kritika merülhet fel. Például a nyomszámlálás korlátozottan végezhető el dús növényzetborítás mellett, vagy hótól mentes időszakban, a rádiótelemetria drága és csak a megjelölt példányokról ad részletes információt, a fotócsapdák is korlátozottan alkalmazhatók. A vidra tanulmányozása, vagy monitorozása során viszonylagos olcsósága miatt a hullatékfelmérés tűnik a leginkább kivitelezhetőnek. Ennek a módszernek a használhatóságát és megbízhatóságát számos tanulmányban összegezték és kritizálták is (pl. KRUUK és CONROY 1987, CONROY és FRENCH 1991). Ennek oka, hogy nem találtak közvetlen összefüggést a vidralétszám és a vidrahullatékok száma között (KRUUK et al. 1986). Ugyanakkor több kutató is azt tapasztalta, hogy az úgynevezett „relatív hullatéksűrűség” indikációs jelleggel alkalmazható a vidra populációsűrűség évek közötti változásának (trendjének) megállapítására, vagy a területek közötti összehasonlításra, de csak abban az esetben, ha a mintázás módszere hosszú időn keresztül is azonos (JEFFERIES 1986, MASON és MACDONALD 1987, REUTHER et al. 2000).

Napjainkban a molekuláris genetika tárháza ígéretes alternatívát jelent a vidrapopulációk tanulmányozásához. A módszer nagy előnye, hogy nem jár együtt az állatok megfogásával és beavatkozásokkal (FERNANDEZ-MORAN et al. 2002). A vizsgálat akár az állatok ürülékéből, vagy jelölő váladékából is elvégezhető, és sokféle információt nyújt. A biokémiai, és a műszeres analitika fejlődésével a természetes genetikai variációk detektálásának módszerei gyorsan fejlődtek. A gélelektroforézis technika kifejlesztése az 1960-as években lehetővé tette a fehérje és az izoenzim polimorfizmus vizsgálatokat. Az 1970-es évek végén, az 1980-as évek elején a Southern blot és az RFLP-eljárások kidolgozásával lehetőség nyílt az öröklődő variációk DNS-szintű analízisére is. A polimeráz láncreakció (PCR) és az ezen alapuló egyszerű, gyors és automatizálható módszerek pedig a molekuláris diagnosztika kialakulásához vezettek. A vizsgált állatpopulációban meglévő genetikai variációkat genetikai markerek segítségével találhatjuk meg, illetve különböztethetjük meg a környezeti variációktól. A genetikai markerek tulajdonságokat meghatározó allélek, melyek sajátosságait ma már DNS-szinten vizsgálhatjuk. Segítségükkel polimorfizmust, változatosságot keresünk és jellemzünk. Egy lókuszt általában akkor polimorf, ha a leggyakoribb allél előfordulása kisebb, mint 0,99. DNS-markerek segítségével, sokkal kisebb (populáción belüli és egyedi) genetikai eltérések mutathatók ki, mint a korábban alkalmazott fehérje és izoenzim markerekkel. Az DNS-szintű populációgenetikai vizsgálatokra kiválóan alkalmasak az ún. mikroszatellit DNS

markerek. A mikroszatellitek nagy polimorfizmust mutató DNS szakaszok (tandem ismétlődő régiók), amelyek 2-5 bázispár hosszúságúak (a mikroszatellit marker néhány tíz bázispártól akár 300-400 bp hosszúságig is terjedhet). A PCR-rel felszaporított mikroszatellitek, szekvenáló gélen történő elválasztása lehetővé teszi az allélek pontos meghatározását és az allél gyakoriságok kiszámítását.

Az újdonságnak számító molekuláris genetikai módszer alkalmazásával (KOHN és WAYNE 1997, TABERLET és LUIKART 1999) felmérhető az adott populáció genetikai struktúrája, az állományméret, az ivari összetétel is (pl. DALLAS et al. 1999, PERTOLDI et al. 2001, DALLAS et al. 2002, 2003, LUCCHINI et al. 2004, RANDI et al. 2003, ARRENDAL et al. 2004, HUNG et al. 2004, LANSZKI et al. 2008, 2009). A molekuláris genetikai vizsgálat révén eldönthető a vidra visszatelepítések szakmai megalapozottsága – mely a szinte óhatatlanul felmerülő vitás kérdések megválaszolása érdekében fontos, illetve nyomon követhetők az állománycsökkenés genetikai következményei (DALLAS és PIERTNEY 1998, DALLAS et al. 1999, PERTOLDI et al. 2001, DALLAS et al. 2002, 2003, RANDI et al. 2003, ARRENDAL et al. 2004). A hazai vidra populációk genetikai variációjáról nem álltak rendelkezésre adatok. Pusztán csak feltételeztük, hogy a variancia még nagy, mivel a hazai vidraállományban nem következett be olyan visszaesés, mint számos más európai országban. A korszerű módszer alkalmazásával régóta terveztük megállapítani a genetikai variancia jelenlegi állapotát, a későbbiekben pedig szeretnénk nyomon követni annak változását.

Hazai vizsgálatra azután nyílt lehetőségünk, miután 2000-ben, a Skóciában megrendezett vidratoxikológiai konferencián Paul Chanin bemutatta a próbakísérletük (pilot study) eredményeit (COXON et al. 1999). Abban az Aberdeene-i és az Exeter-i Egyetemek kutatógárdája által kifejlesztett vidra mikroszatellit primereket alkalmazták. A brit szakemberek négy folyó vízgyűjtő területén, 19 hónapon keresztül, havi mintagyűjtési gyakoriság mellett, 50 fő, főként egyetemistákból álló önkéntesek részvételével végezték a vizsgálatukat. A kutatómunka során 600 friss vidra ürüléket gyűjtöttek össze, melyből 57 egyedet sikerült elkülöníteniük a DNS profil alapján. A teljes mintaszám 16-43%-a volt feldolgozásra alkalmas. Az egy feldolgozott mintára jutó laborköltség kb. 10 angol font volt. A próbakísérlet, valamint az időközben felszínre került tapasztalatok alapján (pl. DALLAS és PIERTNEY 1998, DALLAS et al. 1999, 2000, 2002) 2002-ben OTKA kutatási programot indítottunk több kutató részvételével. A regionális, helyi és országos szinten folytatott modellt jellegű vizsgálatunk az alábbi három részből állt:

- A Dráva folyón és holtágain, két éves időtartamban vizsgáltuk a Dráva-menti vidrapopulációk genetikai struktúráját. Vizsgáltuk a földrajzi és a genetikai távolság összefüggését, továbbá a molekuláris genetikai módszerrel meghatározható vidrasűrűség, és a hagyományos hullatésűrsűrűség index közötti összefüggést.

- Egymástól kiterjedésben, természetességi állapotban, haltermelési intenzitásban eltérő két Somogy megyei halastórendszeren vizsgáltuk a vidraállomány genetikai struktúráját és populációegységét.

- Az elpusztultan talált, post mortem vizsgálatra gyűjtött vidrák testszövetéből vizsgáltuk a különböző országrészek vidrapopulációinak genetikai variabilitását, valamint a populációk közötti genetikai távolságot.

A dél-dunántúli régió különböző típusú élőhelyein szerzett tapasztalatok az ország más, hasonló ökológiai feltételekkel rendelkező területein is felhasználhatók. Az eredmények remélhetően a vidra kapcsán felmerülő természetvédelmi (faj- és élőhelymegőrzési), valamint gazdálkodási szempontból fontos kérdések megválaszolásakor támpontot jelentenek.

3.2. Vizsgált területek

Dráva menti területek

A három drávai vidraürülék gyűjtő szakasz (81. ábra) közül az első Órtilos határában, a Szent Mihály-hegynél a Horvátországból magyar területre belépő Dráva, valamint a beleömlő Mura folyók partvonala mentén helyezkedik el. A második mintagyűjtő terület a hazánk területére Bélavár határában ismét belépő Dráva folyó mentén, a Zsdála patak betorkollása mentén található. A harmadik Dráva szakasz Vízvár határában helyezkedik el. Mindhárom terület partvonalát puhafás, fűz-nyár liget övezi, aljnövényzete az áradások miatt dús. A külső folyókanyarulatokat helyenként kikövezték, illetve Vízváron kősarkantyút építettek. Ezek a helyek, valamint a kavicspadok, a vízvári kősarkantyú melletti sziget kiváló mintagyűjtő helynek bizonyultak.

A három drávai holtág (81. ábra) közül az első Bélavár határában helyezkedik el, sekély vizű, eutróf, jelentős részben nádassal és hínárnövényzettel borított holtág. A második terület a Babócsa határában elhelyezkedő Erzsébet-sziget. Az itt található eutrofizálódott külső holtág és a mélyebb vizű, belső Ó-Dráva partvonalán nagyszámú vízbe dőlő fa található. A harmadik holtág a Barcs határában található Kis-bók, melynek az északi végén zajlott mintavétel. Mindhárom területre jellemző, hogy a part mentén puhafás társulások (fűz, nyár), a magasabban fekvő területeken keményfa ligetek (gyertyán, tölgy) találhatóak.

Jelmagyarázat:

Fő mintaterületek:

Dráva szakaszok: D1 – Órtilos,

D2 – Bélavár, D3 – Vízvár

Holtágak: H1 – Bélavár, H2 – Babócsa,

H3 – Barcs,

Halastavak:

T1 – Boronka-m. TK (Dávodi tavak), T2

– Fonó

További vizsgált területek:

Kisvízfolyások: V1 – Gyékényes,

V2 – Berzence, V3 – Babócsa,

V4 – Drávaszentés, V5 – Lakócsa,

Lápok: L1 – Baláta-tó,

L2 – Darány, L3 – Fehérvíz,

L4 – Lankóci erdő

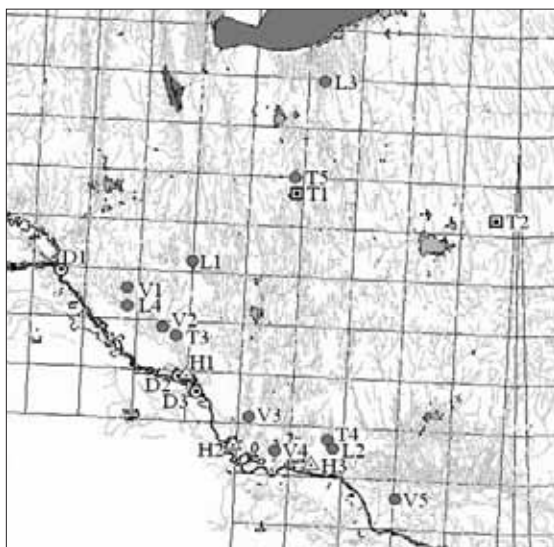
Egyéb tavak:

T3 – Somogyudvarhely,

T4 – Barcs-Középrigóc,

T5 – Soponyai tavak.

UTM háló, osztása 10 x 10 km.



81. ábra: A molekuláris genetikai vizsgálatban szereplő területek

Halastavak

Az első vizsgált terület a Külső-Somogyban található Fonói halastó (81. ábra). A tó nyugati partján, cseres-tölgyes erdő, az északi oldalán mozaikosan rét, bokorfűzes, magassásos és nádas élőhelyek, keleti oldalán nagy kiterjedésű szántóföld, délen legelő található. A tófelület kiterjedése kb. 18 ha, a csatlakozó vizes élőhelyekkel együtt kb. 30 ha. A magántulajdonban levő területen intenzívebb jellegű haltermelés folyik. A második vizsgált terület a Belső-Somogyban található Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet Dávodi halastórendszer (81. ábra). A vizsgálatban hat tóból álló tórendszer szerepel, a

helyzetben levő farkas (LUCCHINI et al. 2004) esetében is sikeresen alkalmazták. Ebben az esetben ép szörhagymára van szükség. A vidra esetében a DNS szintű vizsgálat elvégzéséhez praktikus megoldás az ürülékgyűjtés (COXON et al. 1999). Csak a teljesen friss ürülékmintákban található olyan vidrától származó bélhámsejtek, melyek laboratóriumi vizsgálatra alkalmasak. Az ürülékminta frissessége és a benne található vidra bélhámsejtek DNS vizsgálatra való alkalmassága közötti összefüggést fogságban tartott vidrákon tesztelték is (COXON et al. 1999). Azt tapasztalták, hogy az idő múlásával a mikroorganizmusok lebontó tevékenysége miatt fokozatosan romlott a minták feldolgozhatósága. A 12 óránál nem régebbi mintákat tudták csak eredményesen felhasználni. A táplálékmaradványokat tartalmazó, élettanilag és területjelzés szempontjából egyaránt fontos „normál” ürüléken kívül, a vidrák kifejezetten a territórium jelölésére szolgáló ún. anális (jelölő) váladékot is elhelyeznek a váltóikon, kiszállóhelyeiken. Ennek a friss, nyálkászerű mintának a feldolgozhatósági eredményessége a tapasztalatok szerint (COXON et al. 1999) kb. kétszer jobb (43%), mint a normál ürüléké (16-20%).

A vidra éjszakai, szürkületi aktivitását figyelembe véve, valamint a mikrobák és az UV fény káros hatásainak kivédése érdekében a mintavétel napkelte és kb. 9-10 óra között zajlott az évszaktól és a nappali felmelegedéstől függően.

A minták gyűjtése fagyasztásnak ellenálló, műanyag (vér)csövekbe történt. A steril csövekbe a terepi kiszállás előtt 6-8 ml 96%-os etilalkoholt töltöttünk és címkével láttuk el. A terepi gyűjtés során a friss hulladék nyálkás részéből, illetve az anális váladékból vett kb. 0,5-1,0 ml mennyiségű mintát egyedileg, külön csövekbe helyeztük és feliratoztuk. A friss hulladékok fennmaradó részét, valamint a régi hulladékokat táplálék-összetétel vizsgálatra szintén összegyűjtöttük. Az ürülékminta csöbe helyezése mindig új (tisza) száraz pálcikával történt, a korábbi minta genetikai anyagával való szennyezés elkerülése érdekében. A minták időleges hűtését autó szivargyújtójáról működő hűtőtáskával és jégakkuk alkalmazásával oldottuk meg. A mintákat a területről történő beszállítást követően, egészen a molekuláris genetikai vizsgálatig fagyasztó szekrényben -18--20 °C-on tároltuk. Optimális esetben aznap, vagy néhány napon belül megtörténik a mintákból a vidra DNS kivonás (HÁJKOVÁ et al. 2006). Egyes vizsgálatokban a terepen egy mintából több almintát is vesznek és a mintákat puffer oldatban tárolják (pl. HÁJKOVÁ et al. 2006).

A mintavételi gyakoriság meghatározása fontos kérdés. A próbakísérletben (COXON et al. 1999) minden helyszínen, havonként egyszer gyűjtöttek mintát. Azonban ismert olyan vizsgálat is, például Tajvanról (HUNG et al. 2004), amelyben négy egymást követő napon gyűjtöttek a mintákat. Ennek, a precízebb és jobb eredményre vezető megoldásnak azonban súlyos munkaszervezési és költségvonzata van. A jelen vizsgálatban 2002. június és 2004. május között (a Boronka-melléki TK-ban 2004. szeptemberig) havonta egy alkalommal, tervszerűen végeztük a gyűjtést. Ez a Dráva menti kb. 80 km-es szakaszon kijelölt három Dráva területen, három holtágon és nyolc további kapcsolódó területen 2 (-3) napot vett igénybe. A Boronka-melléki halastórendszeren és a Fonói halastavon egy-egy nap, és három további lápon (Baláta-tó, Darányi Nagyberék és Fehérvíz) összesen 1 (-2) napot igényelt. Az értékelésben szereplő területekre vonatkozó mintagyűjtési és mintaszám adatokat az 1. táblázat összegzi. A nyolc kiemelten fontos területen $n = 3858$ vidrahulladékot gyűjtöttünk, amiből a friss minták száma $n=472$, a további, vizsgálatban szereplő területeken gyűjtöttékkel együtt a vizsgált friss mintaszám $n=732$ volt.

A nyolc fő mintaterületen kívül hulladékból eredményesen genotipizált 10 vidra származási helye: Barcs-Komlósi Rinya, Drávaszentés ($n=3$), Középrigóci tavak, Barcs ($n=2$), Darányi Nagyberék ($n=1$), Soponyai halastavak, Mesztegnyő ($n=4$).

1. táblázat: A molekuláris genetikai vizsgálatban szereplő területek összefoglaló adatai (2002-2004)

Vizsgált területek	Gyűjtőút hossza (m)	Gyűjtött és vizsgált minták száma					
		Teljes		Friss és jelölő		Genotípus	
		1. év	2. év	1. év	2. év	1. év	2. év
Fő mintaterületek:							
Örtilos, Dráva, Mura (DDNP)	1800	107	76	8	7	2 ⁺	2 ⁺
Bélavár, Dráva (DDNP)	500	404	262	55	13	3	1
Vízvár, Dráva (DDNP)	1500	90	89	5	4	2	1
Bélavár, holtág (DDNP)	500	154	112	19	7	3	0
Babócsa, holtág (DDNP)	1600	140	248	15	15	1 ⁺	1 ⁺
Barcs, holtág (DDNP)	600	95	49	6	2	1	0
Boronka-m. TK, halastavak*	4200	391	658	65	128	17	10
Fonói halastó	1200	430	553	58	65	13	6
További vizsgált területek:							
Darányi Nagyberék, láp (DDNP)	1760	418	86	27	0	1	0
Baláta-tó TT., láp	1470	146	53	5	0	1	0
Fehérvízi-láp TT., láp	2260	162	153	1	6	0	2
Gyékényes, égerláp (DDNP)	2000	71	0	3	0	0	0
Somogyudvarhely, bányatavak (DDNP)	2000	100	33	10	1	0	0
Mesztegyő, Soponyai halastavak	2280	416	275	58	37	3	2
Barcs, Középrigóci tavak (DDNP)	2000	258	350	26	13	0	2
Gyékényes, Dombó-csatorna (DDNP)		142	90	6	2	0	0
Berzence, Dombó-csatorna (DDNP)		274	194	14	9	0	0
Babócsa, rinya/patak (DDNP)		196	112	26	1	1	0
Barcs-Drávaszentés, rinya/patak (DDNP)		179	137	11	3	0	3
Lakócsa, Korcsina csatorna		45	22	0	1	0	0
Összesen		4218	3552	418	314	51	32

Megjegyzés: teljes, friss és jelölő hulladék minta elnevezés magyarázata a szöveges részben található; genotípus – genetikai laboratóriumban, friss és jelölő minták alapján egyedileg azonosított vidrák száma; + ugyanaz a genotípus, 1. év – 2002. júniustól 2003. májusig, 2. év – 2003. júniustól 2004. májusig terjedő időszak, *kivétel: 2002 október-2004 szeptember.

Szövetminták gyűjtése

A 2002 és 2004 közötti időszakban az ország területén elpusztultan talált és összegyűjtött vidra tetemek száma n=57 volt. A post mortem vizsgálat során veséből vagy izomból szövetmintát vettünk a molekuláris genetikai feldolgozáshoz.

Mintagyűjtés relatív hullatéksűrűség vizsgálatra

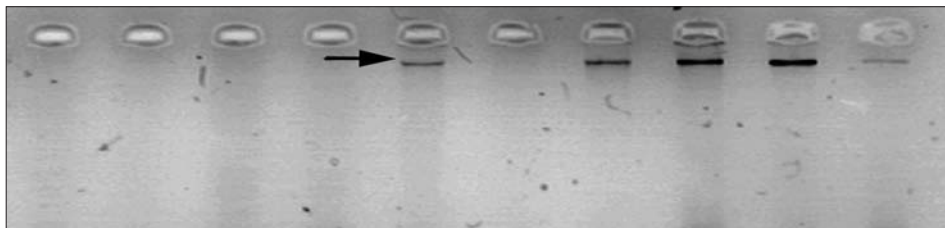
Az egyes területeken a hulladék minták gyűjtése rendszeresen, ugyanazon az ismert hosszúságú partszakaszokon zajlott (1. táblázat). A „relatív hullatéksűrűség” (D: D_t, D_f) az egységnyi gyűjtőútra jutó teljes, illetve friss hulladékminták számát jelenti.

DNS izolálás

A molekuláris genetikai vizsgálat Gödöllőn, a Kisállattenyésztési és Takarmányozási Kutatóintézet Molekuláris Genetikai Laboratóriumában zajlott. A laboratóriumi módszereket itt csak áttekintő jelleggel ismertetjük.

A hulladék mintából a teljes genomikus DNS izolálást (kivonás, elkülönítés) COXON et al. (1998), DALLAS et al. (1998, 1999, 2003) módszere szerint történt CTAB/GITC fel-tárással és kovaföldes DNS-kötéssel. A módszerben több módosítást tettünk. A teljes izolálás munka és költségigénye miatt beiktattunk egy ellenőrzést, amely során a hulladék minta lizátumát vizsgáltuk meg 2%-os agaróz gélen (ethidium-bromid festéssel) történő rövid futtatással, hogy egyáltalán tartalmaz-e DNS-t (83. ábra). Megfigyeléseink szerint az itt DNS-t nem mutató minták további feldolgozása már értelmetlen, mivel PCR amplifikáció (felsokszorozódás) nem várható. Azonban az itt megfigyelhető DNS sem feltétlenül biztosíték a genotipizálás lehetőségére, mert gyakran, feltehetően igen nagy mennyiségű táplálék DNS-t hordoz, ami nagyon felhígítja a vidra DNS-t vagy éppen akadályozza is annak amplifikációját. A kovaföldes DNS-kötés után az eredeti drága, szűréses elválasztás helyett centrifugálást, majd desztillált vízben átmosást alkalmaztunk. A kivont DNS-t végül vízben (MilliQ) tároltuk -20 °C-on.

A fagyasztott szövetmintákból a genomikus DNS-t a szokványos proteináz-kináz enzimmel történő emésztést és kisózást követően csaptuk ki etanollal (MILLER et al. 1988). A DNS csapadékot TE pufferben oldottuk fel és koncentrációmérést követően 100 ng/μl töménységűre equalizáltuk a mintákat.



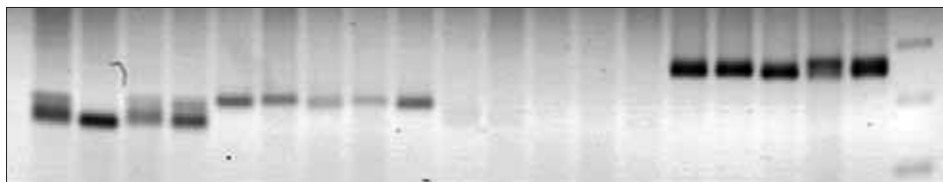
83. ábra: Genomikus DNS (fekete nyíl) detektálása agaróz gélen a különböző ürülminták lizátumaiból

Mikroszatellit lokuszok PCR-es amplifikálása

A vidra mikroszatellit lokuszok amplifikációját Dallas és Piertney (1998) e célra kialakított és optimalizált kilenc primerpárjával végeztük, amelyek: Lut-435, Lut-604, Lut-615, Lut-701, Lut-715, Lut-717, Lut-733, Lut-832 és Lut-833 (4. melléklet). Ezeket tesztelték a lehetséges táplálékállatokra is, amelyek esetleg a hulladékminták genotipizálása során bezavarhatnának. A Lut-SRY primerpárt használtuk ivarhatározásra (DALLAS et al. 2000). Az annealing (kapcsolódási, tapadási) hőmérséklet vagy 60 °C (Lut-615, Lut-833, Lut-701, Lut-715, Lut-717, Lut-733) vagy 58 °C volt (Lut-435, Lut-604, Lut-832). Duplex PCR-t alkalmaztunk az ivar meghatározáshoz, ahol a Lut-SRY-t Lut-701 vagy Lut-615 primerekkel kombináltuk (annealing hőmérséklet: 60 °C). Az amplifikációt 15 μl PCR elegyben végeztük el Dynazyme (Finnzyme) polimeráz alkalmazásával (részletebben: LANSZKI et al. 2008).

PCR-termékek ellenőrzése agaróz elektroforézissel

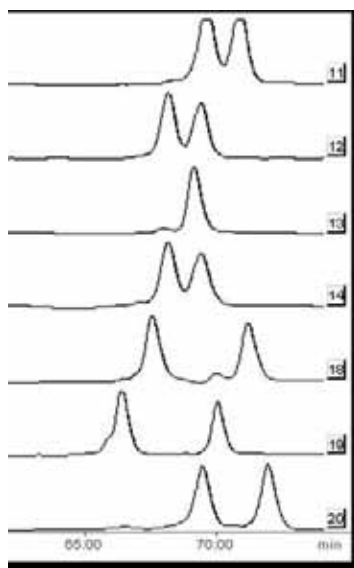
A PCR amplifikációt követően a termékeket agaróz elektroforézissel ellenőriztük, ennek során állapítottuk meg a hígítási igényt. Az agarózon mutatott kép alapján a termékeket nem vagy 5-10-szeresére hígítottuk, hogy a leolvasás zavartalan és pontos legyen (84. ábra).



84. ábra: Vidra szövetmintákból származó DNS-eken végzett PCR optimalizálási reakciók ellenőrzése és durva méret meghatározása agaróz gélen

Mikroszatellit analízis automata fragmens analízátorral

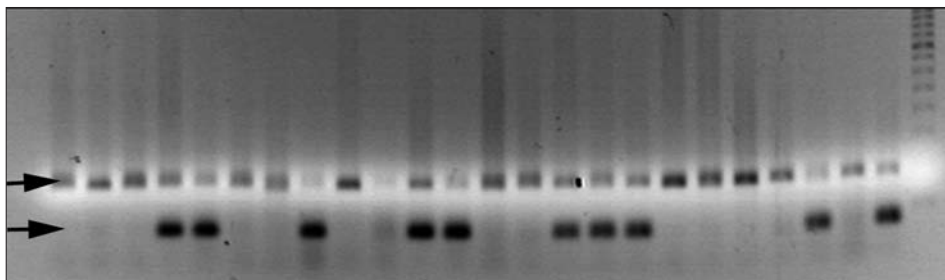
Az agarózon kvantifikált PCR termékeket hígítva vagy hígítatlanul 1 vagy 5 μ -es mennyiségben 5 μ l felvivővel kevertük (formamidban oldott blue-dextrán). 2 perces denaturálást (72°C) követően jégen tartottuk az előfűtött gélel való felvitel előtt. Minden 5. zsebbe referencia DNS amplifikátumát vittük fel, míg a mintákkal 75 és 327 bp méretű belső markereket vittünk fel (85. ábra). A PCR termékek genotipizálása (PERTOLDI et al. 2001) ALFexpress II. DNS analízátoron (Amersham-Biosciences) zajlott annak érdekében, hogy minden lokuszon megfigyelhessük az allélek változatait.



85. ábra: Vidra mikroszatellit allélek futása az ALFexpress DNS analízátoron

SRY alapú ivar-meghatározás

Az ismert ivarú szövetmintákon teszteltük az SRY PCR alapú ivar-meghatározás pontosságát (86. ábra). Mind az 57 szövetminta esetén egyezőséget találtunk. A hullatékokból történő ivar-meghatározás problematikusabb volt. A kiértékelés agaróz gélen történt. A degradált (pl. hullatékmintákban található) DNS-ből gyakran jóval gyengébb amplifikációt kaptunk. Ennek az a hátránya, hogy fő termék híján elindul a primerek egymás közötti



86. ábra: SRY primer-párral végzett ivar-meghatározás vidrán

Megjegyzés: A felső nyíllal jelölt DNS fragmentek a pozitív kontrollként szolgáló mikroszatellit tartalmú PCR-termékek, míg az alsó nyíllal jelöltek a hím egyedekből amplifikált Y kromoszóma specifikus szekvenciák.

tapadásából egy fals amplifikáció (ún. dimerek), amelyek az SRY főtermék méretével azonos nagyságrendűek, ezért igen nehéz a kiértékelésük. Jó minőségű szöveti DNS-ből ezek igen ritkán amplifikálódtak, de a hullaték rosszabb minőségű DNS-én gyakrabban előfordultak. Ez igen sok optimalizálási feladatot jelentett, a primerkoncentráció, a ciklusszám, stb. változtatásával. Ezért számos hullaték mintából nem volt egyértelműen megállapítható az ivar.

Az adatok statisztikai értékelése

Területenként, az egyedi adatokból Manly-Parr-féle fogásnaptár készült, melyben soronként az egyedek „élettörténete” szerepel (részletesebben, pl. DEMETER és KOVÁCS 1991, BOOKHOUT 1994, SOUTHWOOD és HENDERSON 2000). Vagyis, ha a genetikai vizsgálattal néhány hónappal későbbi időpontban ismét azonosítottuk az adott vidra jelenlétét, akkor feltételezhetjük (COXON et al. 1999), hogy a köztes időszakban is jelen volt a területen. A fogásnaptárból meghatároztuk a havonkénti legkisebb ismert egyedszámot (MNA, a minimum number alive kifejezés rövidítése).

A különböző felmérési módszerek összehasonlító vizsgálata (módszertani tesztelés) során relatív hullatéksűrűség (D) indexeket (KRUK et al. 1986, JEFFERIES 1986, MASON és MACDONALD 1987, REUTHER et al. 2000 WHITE et al. 2003) használtunk. A számított D_f a havonként (két évben, évszakonként három alkalommal) gyűjtött friss (néhány órás) hullaték és anális váladék minták számát jelenti a vizek partvonalán bejárt egységnyi (100 méter) gyűjtőút hosszúságra vetítve. A számított D_t a havonként (két évben, évszakonként három alkalommal) gyűjtött összes (vagyis a friss minták számát is tartalmazó) hullaték minták számát jelenti a vizek partvonalán bejárt egységnyi (100 méter) gyűjtőút hosszúságra vetítve. A legkisebb ismert egyedszámon (MNA) alapuló vidrasűrűséget (D_g) az egyedileg genotipizált vidrák száma és a gyűjtőút hossza alapján számoltuk. A relatív hullatéksűrűség indexek (D_t és D_f), valamint az MNA adatok közötti összefüggést lineáris regresszióval vizsgáltuk. A teljes minták számán alapuló hullatéksűrűség indexet (D_t) alkalmaztuk az évek, az időszakok és a területek összehasonlító vizsgálata során is.

A két halastórendszeren (Fonói és Boronkai területek) a sűrűség indexeket vidra élőhely felületre is vetítettük. Az adatok statisztikai értékelésére az SPSS 10.0 (1999) statisztikai programot használtuk.

A lókuszonkénti P_{ID} értéket GIMLET (ver. 1.3.3, VALIÈRE 2002) programmal értékeltük. Lókuszonként az egyedi allélszámot, az allél gyakoriságokat, az F_{ST} értéket, a megfigyelt (H_o) és a várt (H_e) heterozigotitás értékét, a Hardy-Weinberg tesztet (HWE egyensúlyi állapottól való eltérés) a heterozigóta deficit szignifikancia szintjét a GENEPOP (ver. 3.3; Raymond és Rousset 1995) programmal határoztuk meg. A geno-

típusos linkage disequilibrium tesztelése szintén a GENEPOP programmal (Fisher exact teszttel, Markov lánc) történt. A lokuszok független szegregálódását jelzi, hogy a tesztek eredménye egyetlen lokusz kombinációja esetén sem volt szignifikáns (nem volt kapcsolatos). Egyedi genetikai változatosságot és az allélgazdagságot FSTAT (ver. 2.9.3.2; GOUDET 1995) programmal számoltuk.

A genetikai távolságot Nei-féle minimum genetikai távolsággal (TAKEZAKI és NEI 1996) fejeztük ki (Neighbour Joining módszer, rövidítése: NJ,) a POPULATIONS (ver. 1.2.28; LANGELLA 1999 <http://www.prs-gif.fr>) programmal. Az egyedi távolságokat ábrázoló fát a TREEVIEW programmal (PAGE 1996) szemléltettük.

Populációk szintjén, a genetikai és a földrajzi távolságok közötti kapcsolatot Mantel teszttel vizsgáltuk (10000 ciklus, GENEPOP program). A korrelációs számítás a lokusz értékek $\Theta / (1-\Theta)$ és a földrajzi távolság logaritmus (ln) alapján történt.

A halastavak esetében a területek (Nei-féle genetikai távolság, sűrűség indexek, genetikai változatosság) adatainak összehasonlító vizsgálatára kétmintás t-próbát alkalmaztunk (SPSS 10.0) (1999).

3.4. Eredmények

a) Dráva menti területek - regionális léptékű vizsgálat

Hullatékminták DNS analízise

A két éves vizsgálat során 92 friss hullaték (ürülék) mintát gyűjtöttünk és vizsgáltunk a Dráva három szakaszáról és 64 friss mintát három Dráva menti holtágról (2. táblázat). Ezen minták közül 22 esetben (14,1%) vontunk ki sikeresen vidra DNS-t. Tizenhét különböző vidra egyed DNS-ét különítettük el, ebből 11 egyedet a Dráváról, 6 egyedet a holtágokról. Ezek a számok a legkisebb ismert egyedszámot jelentik. Öt egyedet azonosítottunk egynél több alkalommal, hármat ugyanabban a hónapban (290, 539 és 132) és kettőt különböző hónapokban (132 és 346). Az ivar meghatározása 17-ből 10 egyed esetében volt eredményes, közülük három volt nőstény és hét hím.

Hullatéksűrűség indexek – módszertani tesztelés

A friss hullaték mintákból molekuláris genetikai vizsgálattal meghatározott legkisebb ismert egyedszám (MNA) és a vízparti gyűjtőtű hosszúságából számított átlagos (\pm SE) sűrűség érték (D_g) egyforma volt a Dráván ($D_g=0,17\pm 0,067$ egyed/km) és a holtágain ($D_g=0,17\pm 0,110$ egyed/km). Vagyis, a Dráva folyó vizsgált szakasza mentén minden 5,9 kilométeren legalább egy vidrával számolhatunk.

A hullatéksűrűséget két további számításmód szerint értékelhetjük, egyrészt a teljes hullatékszám (melyben a friss és a régi minták is szerepelnek), valamint a friss minták száma alapján. A teljes mintaszámra jutó átlagos hullatéksűrűség a Dráván: $D_f=2,1\pm 1,12$ hullaték/100 m, a friss mintákra jutó hullatéksűrűség $D_f=0,21\pm 0,144$ hullaték/100 m, és a holtágakon: $D_f=1,3\pm 0,33$ hullaték/100 m, illetve $D_f=0,11\pm 0,044$ hullaték/100 m volt.

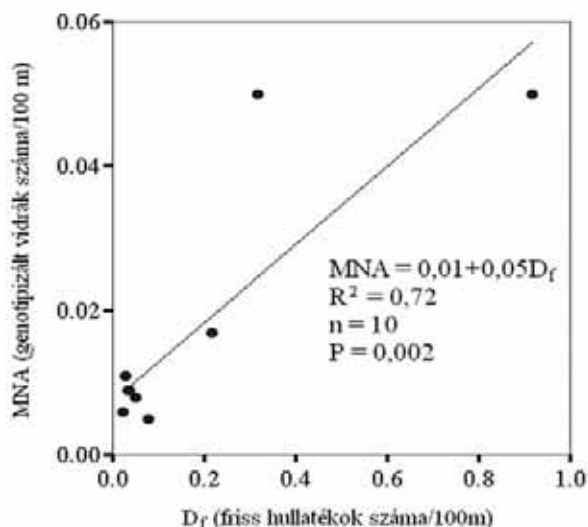
A Dráva-menti területeken szoros korrelációs összefüggést kaptunk a friss mintaszámon alapuló sűrűség (D_f) és az MNA értéken alapuló vidrasűrűség (D_g) között ($r_p=0,85$, $n=10$, $P<0,01$, 87. ábra), és hasonlóan szoros összefüggést a teljes mintaszámon alapuló sűrűség értékek (D_t) és a minimális vidrasűrűség (D_g) között ($r_p=0,76$, $n=10$, $P<0,05$).

A friss- és a teljes hullatékszámokon alapuló indexek közötti összefüggés igen szorosnak bizonyult ($r_p=0,93$, $n=10$, $P<0,001$).

2. táblázat: A vidra ürülékminták genotípzálási eredménye a Dráva három hazai folyóvízi szakaszán és három holtágán (2002 júniustól 2004 májusig) (adatok: LANSZKI et al. 2005, 2008)

Tertület	Lókuszt minta	2002												2003												2004											
		J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M												
Dráva																																					
Órtilos	288																					X															
Órtilos	290, 412																							XX													
Órtilos	539, 540												XX																								
Órtilos	541												X																								
Bélavár	146			X																																	
Bélavár	151																																				
Bélavár	328														X																						
Bélavár	502																							X													
Vizvár	61													X																							
Vizvár	62													X																							
Vizvár	420																							X													
Holtágak																																					
Bélavár	92																																				
Bélavár	147																																				
Bélavár	93																																				
Babócsa	132,133,135																																				
Babócsa	346, 411																																				
Barcs	790																							X													
Vizsgált friss minta (n)		2	5	7	15	26	9	4	0	9	17	12	2	5	0	1	3	8	4	1	4	8	10	2													

Megjegyzés: X – a genotípzált egyed, szürke lefestés a feltételezhető jelenlétet jelöli (XX – ugyanazon egyed két mintája)



87. ábra: A legkisebb ismert egyedszámon (MNA) és a friss vidrahullatékok számán alapuló sűrűségindexek közötti lineáris regresszió Drávai területeken (adatok: LANSZKI et al. 2008)

Genetikai struktúra

Mindegyik mikroszatellit lókuszt polimorf volt, a lókuszonkénti allélek száma négy és kilenc között alakult (3. táblázat). A 17 elkülönített genotípus esetén összesen 45 különböző allélt, lókuszonként átlagosan 5 allélt analizáltunk. Kilenc genotípust (vidra egyedet) tudtunk teljesen (mind a kilenc lókuszt) vizsgálni, három vidra esetében egy lókuszt, két esetben két lókuszt, és egy esetben három lókuszt volt hiányos az adat. A lókusztok közül a Lut 715, 615, 717 és 701 minden egyedén amplifikálható volt, két lókuszt (Lut 832, 833) hiányos volt egy egyednél, két lókuszt (Lut 733, 435) két egyednél, és a Lut 604 három egyednél volt hiányos.

A populációk genetikai diverzitása a lókusztok alapján a populációk között 0,719, az allélgazdagság 1,688 volt. A lókuszonkénti várt heterozigotitás (H_e) 0,53 és 0,89 között alakult (átlag \pm SE: 0,68 \pm 0,042), a számított heterozigotitás (H_o) pedig 0,25 és 0,92 között alakult (átlag \pm SE: 0,53 \pm 0,075). Ezen két érték közötti különbség nem volt szignifikáns (páros t-próba, $t=2,22$, $P=0,057$).

Három lókuszt (Lut-615, 435 és 717) mutatott eltérést a Hardy-Weinberg egyensúlyi állapottól (HWE, 3. táblázat), szignifikáns heterozigóta deficittel ($P<0,01$).

Földrajzi távolság és genetikai távolság összefüggése

Az egyedek közötti átlagos (Nei-féle) legkisebb genetikai távolság 0,43 \pm 0,012 volt (\pm SE, terjedelem: 0,17-0,72, 88. ábra).

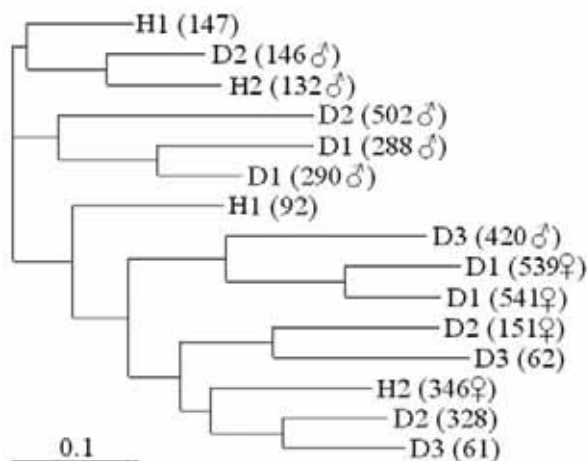
Örtiloson, a Dráván kimutatott két-két egyed egymással genetikailag közeli rokonságban áll, amit a 88. ábra szemléltet. Ugyanakkor, ezen vidrákhoz genetikailag közel áll a Bélaváron a Dráván, illetve a Vízváron a Dráván élő egy-egy vidra is. Az eredmények alapján, még az Örtilostól területileg legtávolabb álló Babócsai holtágon élő, valamint a különböző Dráva szakaszokon élő vidrák között is szoros rokonsági kapcsolat mutatkozott.

A mintavételi helyek között a genetikai távolság átlagosan csak 0,15 \pm 0,01 volt (szélső értékek: 0,08-0,21, 4. táblázat).

3. táblázat: A Dráva-menti vidrapopuláció vizsgált lokuszokentí összefoglaló adatai
(adatok: LANSZKI et al. 2008)

Lókus	N	A	H _e /H _o	Allél méret (bp) és gyakoriság			P _{HWE}	P _{ID} /lókus						
Lut-733	13	4	0,53/ 0,62	166	170	174	178	0,819	2,91 × 10 ⁻¹					
Lut-832	14	4	0,66/ 0,50	182	186	190	194	0,338	1,78 × 10 ⁻¹					
Lut-715	15	4	0,53/ 0,40	204	208	212	216	0,148	2,84 × 10 ⁻¹					
Lut-615	15	5	0,61/ 0,27	255	257	259	263	0,006	2,54 × 10 ⁻¹					
Lut-833	14	5	0,73/ 0,79	152	156	160	164	0,583	2,54 × 10 ⁻¹					
Lut-435	14	4	0,67/ 0,25	124	126	130	144	0,006	2,00 × 10 ⁻¹					
Lut-604	14	6	0,85/ 0,92	128	130	132	134	0,697	6,01 × 10 ⁻²					
Lut-717	15	9	0,89/ 0,40	187	191	195	199	211	215	219	0,000	3,68 × 10 ⁻²		
Lut-701	15	4	0,70/ 0,60	186	198	202	206	0,133	0,133	0,133	0,167	0,033	0,238	1,56 × 10 ⁻¹

Megjegyzés: N – vizsgált egyedek száma, A – lokuszokentí különböző allélek száma, H_e – várt heterozigotitás, H_o – számított heterozigotitás, P_{HWE} – Hardy-Weinberg egyensúlyi állapotól való eltérés szignifikancia szintje, P_{ID}/lókus – lokuszokentí egyedi azonosítás valószínűsége.



88. ábra: A Dráva folyón és holtágain élő vidra egyedek közötti genetikai távolságok (NJ klaszterezés; Nei távolság, D_m)

Megjegyzés: zárójelben az egyedi minta száma, és az ivar szerepel (amikor meghatározható volt).

A Dráva-menti területek: D1 – Örtilos, D2 – Bélavár és D3 – Vízvár, és a holtágak: H1 – Bélavár és H2 – Babócsa (adatok: LANSZKI et al. 2008)

A gyűjtőhelyek közötti átlagos földrajzi távolság (81. ábra) $22,0 \pm 1,61$ km (\pm SE, terjedelem: 1,7-48,0 km). A genetikai távolság és a földrajzi távolság között az „alpopulációk” (metapopulációk) szintjén végzett számítás alapján nem találtunk szoros kapcsolatot ($r_s = -0,198$, $P = 0,809$).

Megvitatás. Újdonságnak számít a hazai vidrapopulációk genetikai változatosságának vizsgálata (LANSZKI et al. 2008), hasonlóképp a különböző megközelítésű sűrűségszámításon (hulladék indexek versus egyedsűrűség) alapuló módszertani tesztelés is. Összességében a Dráva folyón kapott vidrasűrűség alacsony volt (5,9 km-ként egy vidra, vagy 0,17 egyed/km), de hasonlóan alakult mint számos más kis tápláléksűrűségű (szuboptimális) élőhelyeken (5. táblázat). Például, SIDOROVICH et al. (1996) a Bialowieza-i Nemzeti Parkban végzett nyomfelmérésen alapuló sűrűségszámítás szerint a nagy folyókon 0,13-0,50 vidra/km, a kisebb folyókon 0,13-0,19 vidra/km, és a patakokon 0,1 vidra/km sűrűséget tapasztaltak. A mi vizsgálatunkban alkalmazotthoz hasonló molekuláris genetikai módszerrel, a Drávainál lényegesen magasabb vidrasűrűséget (0,8-1,8 vidra/

4. táblázat: A Dráva menti vidra „alpopulációk” Nei-féle genetikai távolság (D_m) mátrixa 15 egyed alapján (adatok: LANSZKI et al. 2008)

Terület	D2	D3	H1	H2
D1	0,107	0,122	0,177	0,155
D2		0,133	0,181	0,081
D3			0,212	0,117
H1				0,187

Megjegyzés: A H3 területen egyetlen egyed genotípezése volt lehetséges és csak három mikroszatellit amplifikálódott. (Területek rövidítéseinek magyarázata a 88. ábránál található.)

km) tapasztaltak Tajvani patakokon (HUNG et al. 2004), kissé magasabb vidrasűrűséget mértek (0,22 vidra/km) németországi vízfolyások és tavak együttes vizsgálatakor (KALZ et al. 2006), valamint hasonló eredményt (0,18-0,20 vidra/km) kaptak Olaszország déli területein vizsgált folyókon (PRIGIONI et al. 2006). A vidrák faji, territoriális sajátosságaira visszavezethető, jellemzően alacsony sűrűségére vonatkozó megállapításokat támasztja alá KRUUK et al. (1993) rádió-telemetriával kombinált radioizotópos nyomjelöléses vizsgálata is, melyet Skócia észak-keleti területén végeztek és 0,07 vidra/km sűrűséget tapasztaltak.

A Dráva erős sodrású és nagy vízszint-ingadozású folyó (ZÁVOCZKY 2005), ez zavaró hatással lehet a vidrák területjelző viselkedésére (JEFFERIES 1986, CONROY és FRENCH 1987, KRUUK és CONROY 1987, REUTHER et al. 2000), mert például elmossa a vízközeli jelöléseket. A vidrasűrűséget természetes körülmények között elsősorban a táplálékellátottság, valamint az élőhely minősége befolyásolja (MASON és MACDONALD 1986, KRUUK et al. 1991, 1993, RUIZ-OLMO et al. 2001a, SIDOROVICH és PIKULIK 2002, RUIZ-OLMO et al. 2002), továbbá az ürítési viselkedést is számos tényező (pl. vízhőmérséklet, évszak, fajtársak jelenléte, stb.) befolyásolja (JEFFERIES 1986, RUIZ-OLMO és GOSÁLBELZ 1997, REUTHER et al. 2000, PRIGIONI et al. 2005). RUIZ-OLMO et al. (2001) nyomfelmérésre alapozott vidra sűrűségbecslési eredményük alapján megállapították, hogy nagy vidrasűrűségű (>0,6 egyed/km) területeken, nyomszámlálással túlbecslést végeznek a felmérők. Ezért (is) nehéz, vagy lehetetlen összehasonlítani a különböző felmérési mód-

5. táblázat: Vidra állománysűrűsége külföldi és hazai terepi felmérésekben

Terület	Vizsgálati módszer	Vidrasűrűség		Forrás
		100 ha vidra élőhelyre	1 km part-szakaszra	
Dél-Svédország, tavak	Nyomfelmérés	0,7-1,0	0,33-0,50	1
Dél-Svédország, patak	Nyomfelmérés		0,20	1
Skócia, folyó	Rádió-telemetria		0,14-0,19	2
Skócia, Shetlandi tengerpart	Megfigyelés, RT		0,83	3
Skócia, patakok	Megfigyelés, RT		0,30	3
Észak-Kelet Skócia	Izotópos*		0,012-0,33	4
Lengyelország, nagyobb folyó	Nyomfelmérés		0,30 (0,13-0,50)	5
Lengyelország, kisebb folyó	Nyomfelmérés		0,17 (0,13-0,19)	5
Lengyelország, patak	Nyomfelmérés		0,10	5
Kelet-európa, folyók	Nyomfelmérés		0,17-0,59	6
Németország, folyók és tavak	Genetikai	1,29	0,22	7
Dél-Olaszország, folyók	Genetikai		0,18-0,20	8
Tajvan, patakok	Genetikai		0,8-1,8	9
Dráva folyószakaszok	Genetikai		0,17±0,07	10
Dráva holtágak	Genetikai		0,17±0,11	10
Fonó, halastó	Genetikai	4,58±0,52	1,15±0,13	11
Boronka-m. TK, halastavak	Genetikai	1,76±0,18	0,35 ± 0,03	11

Megjegyzés: *Rádió-telemetriával (RT) kombinált radioizotópos (Zn65) nyomjelöléses vizsgálat.

Forrás: 1 - ERLINGE (1968), 2 - GREEN et al. (1984), 3 - KRUUK et al. (1989), 4 - KRUUK et al. (1993), 5 - SIDOROVICH et al. (1996), 6 - SIDOROVICH és PIKULIK (2002), 7 - KALZ et al. (2006), 8 - PRIGIONI et al. (2006), 9 - HUNG et al. (2004), 10 - LANSZKI et al. (2008), 11 - LANSZKI et al. (2009).

6. táblázat: Eurázsiai vidra állományokban végzett molekuláris genetikai vizsgálatok néhány általános paraméterének összegzése

Terület	Minta	N	Lókusz	H _e /H _o	Átl. A	Forrás
Nagy-Britannia, Írország, Németország	Sz	32	13	n/0,55 6,69		Dallas és Piertney (1998)
Dánia	Sz, M	124	9	0,46/0,43 3,89		Pertoldi et al. (2001)
Anglia, Wales, Skócia (és északi brit szigetek)	Sz	618	12	0,55/n 7,08		Dallas et al. (2002)
Anglia	Sz, H	122	7.-9.	0,54/n 5,11		Dallas et al. (2003)
Nagy-Britannia, Írország, Spanyolország, Litvánia, Dánia, Németország, Svédország, Franciaország	Sz, E	102	11	0,74/0,55 8,09		Randi et al. (2003)
Németország	Sz, H,	59	6	0,65/0,63 5,30		Kalz et al. (2006)
Norvégia, Svédország	Sz, M	114	6	0,65/0,65 8,50		Arrendal et al. (2004)
Tajvan	H	38	7	0,61/0,76 3,86		Hung et al. (2004)
Csehország	Sz, H	132	10	0,53/0,51 4,50		Hájková et al. (2007)
Szlovákia	Sz, H	65	10	0,59/0,55 4,70		Hájková et al. (2007)
Magyarország, Dráva mente	H	17	9	0,68/0,53 5,00		Lanszki et al. (2008)
Magyarország, halastavak	H	33	9	0,64/0,60 4,11		Lanszki et al. (2005 2008)
Magyarország, mind	Sz, H	117	9		4,94	Lanszki 2005

Megjegyzés: minta típusa: Sz - szövet, M - múzeumi minta (pl. csont), H - hulladék (és anális váladék), E - egyéb (pl. szőr, vér); N - vizsgált mintaszám, Lókusz - vizsgált mikroszatellit lókuszok száma; H_e/H_o - várt és számított heterozigotizás, n - számított érték nem állt rendelkezésre; Átl. A - átlagos allélszám.

szerek eredményességét és a megbízhatóságát. A drávai felmérésben hagyományos hullatékfelmérés viszonylagos előnye a genetikai módszerhez képest az alacsonyabb költségfelhasználás volt (0,8 vs. 25,5 EUR/minta, LANSZKI et al. 2008).

A vizsgálati területünk a Dráva, mint ökológiai folyosó kb. 80 km-es szakaszára terjedt ki, mely önmagában is különböző típusú élőhelyek láncolata. Megállapítható, hogy a vizsgált folyószakasz mentén egymással kapcsolatban álló „vidrapopulációk” élnek. Az élőhelyek közötti „átjárhatóság” nemcsak valószínűsíthető, pl. földrajzi értelemben (a Dráva ökológiai zöldfolyosó, mintegy a vidrák migrációs országútja), hanem az alkalmazott genetikai módszerrel kimutattuk a populációk közötti genetikai kapcsolatot. Tapasztalatunk szerint miközben nem volt jelentős összefüggés a genetikai és a földrajzi távolságok között, az egyes vizsgálati helyszínek vidrapopulációi közötti genetikai távolságok alacsonyak voltak, ugyanakkor egyetlen vidrát sem tudtunk kimutatni két helyszínen. A területek vidra léptékben való közelsége miatt azonban nem zárható ki a különböző helyszíneken azonosított vidra egyedek találkozása. A fentiek alapján egyik vizsgálati helyszínen sem határolható le külön populáció (vagy metapopuláció). Az eredményeinket befolyásolhatta a viszonylag alacsony mintaszám, a sikeres DNS kivonás aránya (14,1%), ami DALLAS et al. (2003) vizsgálatában (19,7%), és KALZ et al. (2006) vizsgálatában is magasabb volt (24,1%). Előfordulhat, hogy a vizsgált vidrák többsége „átutazó” volt (KALZ et al. 2006), mely csak keresztül haladt a területen, vagy a szétterjedés során távolabbi helyre tartott. Egyetlen éjszaka alatt a vidra anya a kölykével akár 7 km-t is megtehet, amint azt ERLINGE (1968) Svédország déli területein tapasztalta. Skóciában 20 kilométeres éjszakai utat (JENKINS 1980), a hozzánk földrajzilag és környezeti adottságaiban sokkal közelebb álló Csehországban 6,2-11,0 kilométeres utat írtak le (DULFER et al. 1998). A vidra mozgáskörzete Svédország déli területein nyomkövetés alkalmazásával 0,7-1,0 km² (ERLINGE 1968), illetve Csehországi rádiótelemetriás vizsgálat szerint 1,2-2,6 km² (DULFER et al. 1998). A mi vizsgálati területünk nagyobb, mint egyetlen vidra mozgáskörzete, de nem feltétlenül elég nagy ahhoz, hogy „alpopulációkat” különítsünk el, amikor tekintetbe vesszük a génáramlást és a gének szétterjedését is.

A mikrosatellit lókuszok analízise alapján kapott általános paraméterek, mint például

a H_e (0,68), a H_o (0,53), az átlagos allélszám (5,0) jellemzően az európai és ázsiai vizsgálatokban tapasztalt terjedelmén belül voltak (6. táblázat). Ugyanakkor a Lut-717 lókuszon talált kilenc allél több, mint amit 1400 egyed alapján, a külföldi vizsgálatokban kaptak.

Összességében megállapítható, hogy a természetközeli élőhelyeken (folyó és holtág), a hullatékfelmérésen alapuló módszer eredménye közel áll a miénkhez hasonló nem invazív (beavatkozás nélküli) molekuláris genetikai módszerrel kapott vidrasűrűség értékekhez. A Dráva menti élőhelyeken kapott eredményeink elsősorban a hasonló jellegű természetközeli élőhelyek vidrapopulációinak monitorozásában használhatók fel. A viszonylag kis mintaszámon alapuló adataink a vidraállomány nagy genetikai diverzitását, az egyes mintavételi helyszínek populációi közötti genetikai kapcsolatot és kis állomány-sűrűséget mutattak.

b) Halastavak - kisléptékű vizsgálat

Hullaték minták DNS analízise

A Fonói területen gyűjtött 123 db és a Boronkai területen gyűjtött 193 db friss (összesen 316) mintából 46 (14,6%) esetben volt a DNS kivonás eredményes, melyből 33 különböző egyedet mutattunk ki.

A két éves vizsgálat során a Fonói területen 18 különböző egyedet azonosítottunk, mindegyik vidrát egyetlen alkalommal (7. táblázat). Azonban 2003 nyarán, a vízpartra, egy gyakran használt vidrakiszálló helyre kitelepített automata fényképezőgép vidra anyát és kölykét együttesen fotózta le, vagyis a területen kölyöknevelés is előfordult. Így egyes példányok egy hónapnál hosszabb időtartamban jelen lehettek. Mindössze 10 egyed ivarát tudtuk megbízhatóan meghatározni, ezek közül csak kettő volt nőivarú.

**7. táblázat: A vidra abundanciája a Fonói halastavon az ürülékminták genotipizálási eredménye alapján (2002 júniustól 2004 májusig)
(adatok: LANSZKI et al. 2005, 2009)**

Lókuszt minta	2002												2003												2004											
	Ivar	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	Á	M											
39					X																															
43					X																															
50	H					X																														
54		X																																		
96	H										X																									
141	H										X																									
192																X																				
4							X																													
23	N			X																																
99	H										X																									
101	H										X																									
15						X																														
17				X																																
19				X																																
506																								X												
507	H																							X												
298	N															X																				
397	H																						X													
398	H																						X													
Friss minta (n)		14	3	14	6	8	21	2	0	0	4	0	4	0	0	2	7	1	11	0	3	7	23	8	3											

Megjegyzés: X – a genotipizált egyedet jelöli, H – hímivar, N – nőivar

8. táblázat: A vidra abundanciája a Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet Dávodi halastavain az ürülminták genotipizálási eredménye alapján (2002 októbertől 2004 szeptemberig) (adatok: LANSZKI et al. 2005, 2009)

Lókuszminta Ivar	2002			2003												2004											
	O	N	D	J	F	M	Á	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	Á	M	J	J	A	S			
211, 212 H						X		X																			
239, 218, 247 H								X							X	X											
282, 197 H						X				X																	
207																											
209 H					X																						
215 N						X																					
245 N															X												
287																	X										
430, 453 H																											
444 H																											
341, 337 N																											
616 H																											
713 H																											
777, 778, 779 H																											
804, 808 H	XX																										
Friss minta (n)	10	8	2	0	2	13	3	12	4	2	2	14	13	7	0	0	1	43	16	7	16	12	17	23			

Megjegyzés: X – a genotipizált egyedet, szürke lefestés a feltételezhető jelenlétet jelöli (XX – ugyanazon egyed két mintája)

Egyidejűleg legfeljebb négy vidra előfordulását rögzítettük. Érdekeség, hogy 2003 márciusában mind a négy azonosított vidra hím volt (7. táblázat), és ebben a hónapban négy különböző egyedet sikerült egyidejűleg, közvetlenül is megfigyelniük.

A lényegesen nagyobb kiterjedésű, de extenzívebb halgazdálkodással fenntartott Boronkai területen szintén két éves időszakban, 15 különböző vidra egyedet azonosítottunk (8. táblázat). Egyidejűleg legfeljebb három egyed jelenlétét tapasztaltuk, de ez több hónapban is előfordult (a „fogásnaplár” alapján: 2003 márciusában és májusában és 2004 márciusában). Három vidrát a következő hónapokban is azonosítottunk, ezek a területen legalább három, öt, illetve hét hónapon keresztül lehetnek jelen.

Ezt a területet is a hímivar túlsúlya jellemezte. Az ivarmeghatározás 13 egyednél volt sikeres, közülük mindössze három vidra volt nőivarú.

Vidrasűrűség

A Fonói terület átlagos (\pm SE) vidrasűrűsége, amit a legkisebb ismert egyedszám (MNA) alapján (7. táblázat) számítottunk, vizes élőhely felületre vetítve $4,58 \pm 0,52$ vidra/100 ha, illetve a tó partszakaszán megtett gyűjtőút hosszára vetítve $1,15 \pm 0,13$ vidra/km volt.

A Boronkai terület átlagos vidrasűrűsége vizes élőhely felületre vetítve $1,76 \pm 0,18$ vidra/100 ha, illetve a tó partszakaszán megtett gyűjtőút hosszára vetítve $0,35 \pm 0,03$ vidra/km volt.

A két vizsgált területen a vidrasűrűség lényegesen eltért, mind a vizes élőhely felületre ($t_{43}=5,11$, $P<0,001$), mind pedig a partszakaszra vetített értékek esetében ($t_{43}=5,89$, $P<0,001$). A Fonói terület vidrasűrűsége hozzávetőlegesen háromszorosa volt a Boronkai területének.

Genetikai struktúra

Mindegyik mikroszatellit lókuszminta polimorf volt, a lókuszonkénti allélek száma a Fonói területen kettő és nyolc között, a Boronkai területen három és öt között alakult (9. táblá-

zat). A Fonói területen összesen 36, a Boronkai területen 37 (a két területen összesen 47) különböző allélt azonosítottunk a kilenc mikroszatellit lókuszon. A lókuszonkénti átlagos allélszám 4,0, illetve 4,2 volt a területek sorrendjében. A lókuszonkénti számított heterogenitás a Fonói területen átlagos $0,64 \pm 0,030$, a Boronkai területen $0,66 \pm 0,035$ volt. A két terület közötti különbség nem volt szignifikáns (páros t-próba, $t_8=0,37$, $P=0,718$). Az allélgazdagság (Fonói terület: $3,56 \pm 0,352$, Boronkai terület: $3,55 \pm 0,240$) tekintetében sem volt jelentős a területek közötti különbség ($t_8=0,01$, $P=0,992$).

A lókuszonkénti várt heterozigotizás (H_e) a Fonói területen 0,48 és 0,73 között (átlagosan: $0,63 \pm 0,034$), a Boronkai területen 0,53 és 0,74 között alakult (átlagosan: $0,66 \pm 0,020$). A két terület közötti különbség nem volt szignifikáns ($t_8=1,75$, $P=0,119$).

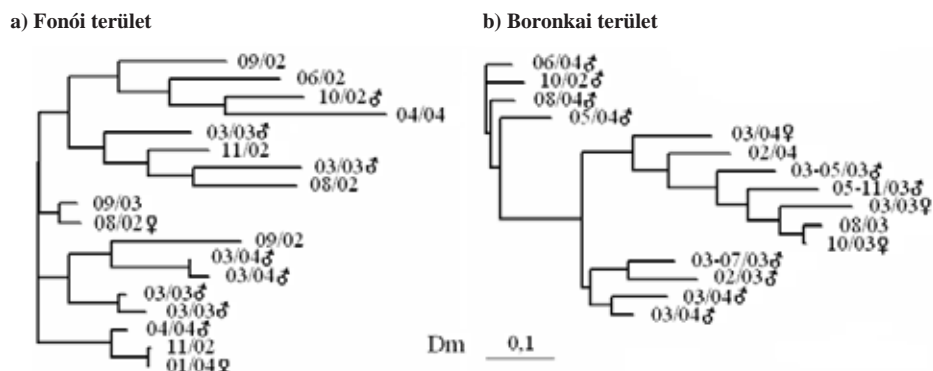
A Fonói területen három lókuszt (Lut-615, 435 és 717), a Boronkai területen hat lókuszt (Lut-715, 615, 833, 435, 604 és 717) allél eloszlása mutatott eltérést a Hardy-Weinberg egyensúlyi állapottól (9. táblázat).

Az egyedek közötti átlagos Nei-féle genetikai távolság a Fonói területen $0,47 \pm 0,016$ (terjedelem: 0,03-1,00) volt (89/a. ábra), a Boronkai területen $0,36 \pm 0,013$ (terjedelem: 0,03-0,58) volt (89/b. ábra). A Fonói területen lényegesen nagyobb volt az egyedek közötti genetikai távolság, mint a Boronkai területen (kétmintás t-próba, $t_{255}=5,22$, $P<0,001$), ugyanakkor az F_{ST} érték alacsony volt (0,069). Az eredményeink azt jelzik,

9. táblázat: Két halastó vidrapopulációjának vizsgált lókuszonkénti összefoglaló adatai (adatok: LANSZKI et al. 2005, 2009)

Lókuszt	Terület	N	A	H_e/H_0	Allél méret (bp) és gyakoriság				P_{HWE}	$P_{ID}/lókuszt$
					170	174	178	182		
L733	Fonó	11	2	0,52/0,73	0,545	0,455	0,000	0,000	0,255	$3,77 \times 10^{-1}$
	Boronka	15	4	0,67/0,84	0,500	0,211	0,211	0,079	0,113	$1,56 \times 10^{-1}$
L832	Fonó	9	4	0,73/0,78	0,111	0,444	0,278	0,167	0,536	$1,52 \times 10^{-1}$
	Boronka	15	4	0,66/0,83	0,083	0,444	0,389	0,083	0,092	$2,03 \times 10^{-1}$
L715	Fonó	18	2	0,51/0,29	0,559	0,441	0,000		0,141	$3,38 \times 10^{-1}$
	Boronka	15	3	0,64/0,67	0,500	0,250	0,250		0,009	$2,04 \times 10^{-1}$
L615	Fonó	18	5	0,63/	0,059	0,118	0,588	0,118	0,001	$1,69 \times 10^{-1}$
	Boronka	15	3	0,53/	0,056	0,333	0,611	0,000	0,001	$4,47 \times 10^{-1}$
L833	Fonó	13	4	0,62/0,62	0,577	0,000	0,192	0,192	0,461	$2,20 \times 10^{-1}$
	Boronka	15	5	0,72/0,83	0,361	0,278	0,028	0,306	0,023	$1,51 \times 10^{-1}$
L435	Fonó	17	3	0,48/0,25	0,312	0,656	0,000	0,000	0,024	$2,93 \times 10^{-1}$
	Boronka	15	5	0,72/0,67	0,194	0,472	0,111	0,056	0,005	$1,25 \times 10^{-1}$
L604	Fonó	6	4	0,73/0,67	0,167	0,167	0,500	0,167	0,099	$1,57 \times 10^{-1}$
	Boronka	15	5	0,74/0,42	0,026	0,237	0,395	0,237	0,001	$1,20 \times 10^{-1}$
L717	Fonó	15	8	0,73/0,33	0,067	0,067	0,500	0,067	0,001	$1,07 \times 10^{-1}$
	Boronka	14	5	0,70/0,35	0,176	0,000	0,235	0,029	0,001	$1,54 \times 10^{-1}$
L701	Fonó	12	4	0,69/0,64	0,000	0,227	0,091	0,500	0,137	$1,61 \times 10^{-1}$
	Boronka	15	4	0,62/0,72	0,111	0,000	0,583	0,000	0,339	$2,21 \times 10^{-1}$

Megjegyzés: N – vizsgált egyedek száma, A – lókuszonkénti különböző allélek száma, H_e – várt heterozigotizás, H_0 – számított heterozigotizás, P_{HWE} – Hardy-Weinberg egyensúlyi állapottól való eltérés szignifikancia szintje, $P_{ID}/lókuszt$ – lókuszonkénti egyedi azonosítás valószínűsége



89. ábra: A Fonói és a Boronkai halastavakon élő vidra egyedek közötti genetikai távolságok (adatok: LANSZKI et al. 2009)

Megjegyzés: NJ klaszterezés; Nei távolság (D_m). A dátum (hónap/év), illetve az intervallum (melyen belül adott egyed azonosítható volt) mellett az ivar szerepel, ha meghatározható volt.

hogy a Fonói területen több vidra is átutazó, migráns (HUNG et al. 2004, KALZ et al. 2006) lehetett (89/a. ábra), míg a Boronkai területen két vidracsalád és néhány migráns példány jelenléte feltételezhető (89/b. ábra).

Összességében megállapítható, hogy az egyes területek vidrasűrűségét a halkészlet és az élőhely minősége (pl. KRUK 1995) nagyban meghatározza. A Fonói területen a vizsgált időszakban az átlagos halkészlet lényegesen nagyobb volt (250-300 kg/ha), mint az extenzívebben kezelt Boronkai területen (80-90 kg/ha). A Boronkai területen kapott vidrasűrűség értékünk hasonló, vagy kissé magasabb, mint amit a különböző folyóvizek mentén végzett vizsgálatokban (5. táblázat) tapasztaltak. A Fonói halastavon kapott érték pedig jóval magasabb, mint amit a korábbi vizsgálatokban folyók, patakok mentén, vagy tengerparti területeken tapasztaltak. Az ivararány (hím/nőstény 3,6) mindkét területen hasonlóan alakult, a nőivarúak aránya igen alacsony, azonban az ivarhatározás nem volt teljesen eredményes. Bár a hímek nagyobb távolságokat járnak be (KRUK 1995), a miénknél lényegesen kiegyenlített ivararányt tapasztaltak más területeken (DALLAS et al. 2003, KALZ et al. 2006). A heterozigotitás értékek hasonlóak más közép-európai vizsgálatokhoz (6. táblázat, RANDI et al. 2003, LANSZKI et al. 2008). Az eredmények azt mutatják, hogy a kiterjedt erdősséggel körülvett Boronkai területen több lókuszon (kilencből hat esetben) eltérést tapasztaltunk Hardy-Weinberg egyensúlyi állapottól. Ez azért lehet érdekes, mert 1) a vidrát viszonylag nagy mozgáskörzet jellemzi, 2) a vizsgált terület a Balaton és a Dráva között húzódó ökológiai hálózat része, ahol sűrűn találhatók vidrák által benépesített vizes területek, 3) a terület védett, élőhelyeinek minősége ideális a vidra számára, 4) nincsenek barrierok és 5) nincs orvvadászat. Viszont amint számos, kis állománysűrűségű, ritka csúcsragadozónál, a vidránál is fennállhat a genetikai változatosság csökkenésének és a génsodródás veszélye (DALLAS et al. 2002). Ugyanakkor, a sokkal kisebb kiterjedésű, de folyosó jellegű Fonói területen, a nagyobb mértékű migrációnak és génáramlásnak köszönhetően kisebb a genetikai változatosság csökkenésének veszélye. Ezt a Hardy-Weinberg egyensúlyi állapottól kevesebb lókuszon előforduló szignifikáns eltérések támasztják alá. Mindezek azt jelzik, hogy egy szerényebb halhozamú, de kiegyenlített vízborítású állóvízen ugyan kisebb létszámú, de

stabilabb vidraállomány élhet, mint a nagyobb halhozamú, intenzívebben kezelt területeken.

Az eredmények egyértelműen azt mutatják, hogy a halastavakon is jelentős lehet a vidra migrációja. Újabb és újabb vidrák érkeznek és haladnak tovább. A területiális viselkedéssel (is) összefüggésben, egyidejűleg mindössze néhány egyed van jelen. Nagyon fontos konklúzió, hogy amennyiben adott halas- vagy horgásztavon orrvadászat mellett „dönt” a gazdálkodó, akkor a vélt, vagy valós problémája nem oldódik meg, mert jó ideig – akár évekig – újabb és újabb vidrák érkeznek a területére (és rövid időn belül tovább vándorolnának). Ugyanakkor a szisztematikus orrvadászat egész térség szintjén teheti tönkre a vidraállományt.

c) Országos léptékű vizsgálat

Ebben a feldolgozásban 57 post mortem vizsgált vidra testszövetéből vett minta (zömében a Dunától keletre eső területekről), valamint dél-dunántúli területeken hullatékból azonosított 10 vidra szerepel (LANSZKI et al. 2005).

A vizsgált lókuszonokon összesen 59 különböző allélt azonosítottunk. A lókuszonkénti allélméretet és allélgyakoriságot a 10. táblázat összegzi. A lókuszonkénti átlagos allélszám 6,55, ami nemzetközi összevetésben (6. táblázat) is figyelemre méltó genetikai változatosságot jelez.

Az ország különböző pontjairól származó vidrák egyidejű értékelésekor nem meglepő a legtöbb esetben jellemző szignifikáns eltérés a Hardy-Weinberg egyensúlyi állapottól.

10. táblázat: Post mortem vizsgált vidrák és további területek vidra genotípusok lókuszonkénti allélgyakorisága (adatok: LANSZKI et al. 2005)

Lókusz	N	A	Allél méret (bp) és gyakoriság								P_{H-W}		
L733			170	174	178	182							
	64	4	0,586	0,336	0,062	0,016						ns	
L832			174	178	182	186	190	194					
	66	6	0,015	0,083	0,197	0,432	0,220	0,053				0,0001	
L715			200	204	208	212	216						
	67	5	0,231	0,343	0,231	0,142	0,052					0,0001	
L615			253	255	257	259	261	263	265				
	67	7	0,119	0,187	0,321	0,239	0,007	0,060	0,067			0,0001	
L833			144	148	152	156	160	164	168				
	65	7	0,015	0,023	0,331	0,185	0,208	0,123	0,115			0,001	
L435			124	126	130	132	134	136	138	140	142	144	
	66	10	0,379	0,212	0,053	0,008	0,061	0,023	0,098	0,121	0,030	0,015	0,0001
L604			128	130	132	134	136	138	140				
	64	7	0,156	0,156	0,266	0,109	0,172	0,047	0,094				0,0001
L717			195	199	207	211	215	219	223				
	62	7	0,097	0,089	0,048	0,145	0,452	0,137	0,032				0,004
L701			186	190	194	198	202	206					
	66	6	0,038	0,045	0,068	0,318	0,402	0,129					ns

Megjegyzés: 57 szövetminta és 10 hullatékmlinta; P_{H-W} - Hardy-Weinberg egyensúlyi állapottól való eltérés szignifikancia szintje, ns - a Hardy-Weinberg egyensúlytól való eltérés nem szignifikáns ($P > 0,05$).

Hazai eredmények nemzetközi összehasonlításban

A vidra fajban, az ivar-meghatározásra szolgáló primeren kívül, eddig 15 mikroszatellit primerpárt fejlesztettek ki (DALLAS és PIERTNEY 1998, DALLAS et al. 1999, 2000), amelyből a jelen vizsgálatban kilencet alkalmaztunk. Nagy lókuszonkénti allél variabilitást a több országból származó mintákon (RANDI et al. 2003), vagy a közel két évtizedig gyűjtött, nagyszámú mintán alapuló vizsgálatban (DALLAS et al. 2002) tapasztaltak (5. melléklet). A hazai vidra populációban a lókuszonkénti allélek száma (a polimorfizmus), összehasonlítva a nemzetközi adatokkal, jellemzően nagy volt. A vizsgálati eredmények tényszerűen alátámasztják azt a feltételezést, hogy a hazai vidraállományt nagy genetikai variancia jellemzi.

Az egyes lókuszek allél polimorfizmusa eltérő. A jelen vizsgálatban az összesített irodalmi adatoknál is nagyobb allél polimorfizmust a Lut-717 lókuszon tapasztaltunk. Az összesített irodalmi adatokat megközelítő polimorfizmust tapasztaltunk a Lut-832, Lut-715, Lut-833, Lut-435 és Lut-701 lókuszon. Ezek tetranukleotid ismétlődéseket hordozó mikroszatellit lókuszek, a Lut-435 kivételével (amely dinukleotid). Továbbá, a Lut-615 primer párral intenzív amplifikációt sikerült elérni. Ezeken túl, célszerű lehet az újabban kifejlesztett Lut-902 primerpárt és néhány további nagy polimorfizmust mutató, de általunk a jelen vizsgálatban nem használt primerpárt (5. melléklet) is bevonni a későbbi hazai vizsgálatokba. A vidrahullatékából történő ivarhatározásra pedig időközben módszertani fejlesztés történt (részletesebben: MUCCI és RANDI 2007), amelynek alkalmazásával feltehetően javítani lehetne az ivarhatározás eredményességén.

3.5. Vidramonitorozás a Dráva mentén

Adott populációk térbeli mintázatának részletesebb megismeréséhez pontosítanunk kell a populáció elterjedését, a különböző populációk alkotta közösségek stabilitásának kérdéseit, a közösségeken belüli változások folyamatait. Ismereteink ezen a téren még rendkívül hiányosak, igen sok kutatási tapasztalatra lenne szükség ahhoz, hogy a természetvédelem számára megfelelő elméleti hátteret biztosítsunk (MARGÓCZI 1998). Ebből a szempontból a hazai vidraállomány sincs jó helyzetben. Ma már a természetvédelem legfontosabb feladata a fajpusztulás megakadályozása, a biodiverzitás fenntartása (MCNEELY et al. 1990). A nyolcvanas évek elejétől az ezzel foglalkozó szakemberek egy új tudományterületet hoztak létre a szupraindividuális biológiában, a konzervációbiológiát (SOULÉ 1985), amelynek legfőbb célja az élővilág nyomon követése, a különböző egyedfeletti szerveződési szinteken végbemenő változások nyomon követése és ezek alapján céljuk az élővilág sokféleségének hosszú távú megőrzése (HORVÁTH 2006). Tehát a biomonitoringon egy szabályosan kiépített, idő- és térbeli megfigyelőrendszer értünk, amely a környezet állapotáról ad információt úgy, hogy a múltbeli és a jelenbeli állapot összehasonlítható legyen. E feladatok gyakorlati megvalósulása a monitoring vizsgálat, amelynek során a kiválasztott mintákat mindig azonos helyről, azonos módszerek alkalmazásával gyűjtjük be (LÁNG 1997). A biodiverzitás-monitorozás élőlény centrikus, kiválasztott „objektumai” élőlények, élőlény-együttesek (populációk, társulások, élőhelyek, és élőhely együttesek), amelyek a biológiai szerveződés egyed feletti (szupraindividuális) szintjeit képezik. A monitorozás célja általánosságban: az élővilág egységeinek, így a populációk, a társulások, a társulás komplexek sajátosságainak, viselkedésének természetes, vagy közel természetes állapotban való nyomon követése, a természetes fluktuációk vagy trendek megállapítása, amely viszonyítási alapot adhat a

természetestől eltérő viselkedések felismeréséhez, értelmezéséhez. Gyakran valamilyen várt, vagy ismert környezeti hatás az élővilág viselkedésére prognosztizált változásainak bekövetkezését kíséreljük figyelemmel a komolyabb károsodások megelőzése céljából (ez a hipotézistesztlő monitorozás). A monitorozás tehát precíz, türelmes, évtizedeken keresztül végzendő adatgyűjtés, amit egyik felmérő a másíknak stafétabszerűen ad át. Ennek érdekében szükséges az egységes mintavételi eljárások, a pontos azonosítások, az egységesített dokumentálás, az adattárolás és a precíz adatkezelés. A monitorozás léptéke lehet országos, regionális, vagy lokális, kiterjedése lehet optimális (szakmai igényeket és személyi, anyagi lehetőségeket figyelembe vevő), minimális (szűkített, nem reprezentatív, induló), vagy maximális (kizárólag szakmai igények alapján). A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) a vidrát a maximális programba javasolja (CSORBA és PECSENYE 1997).

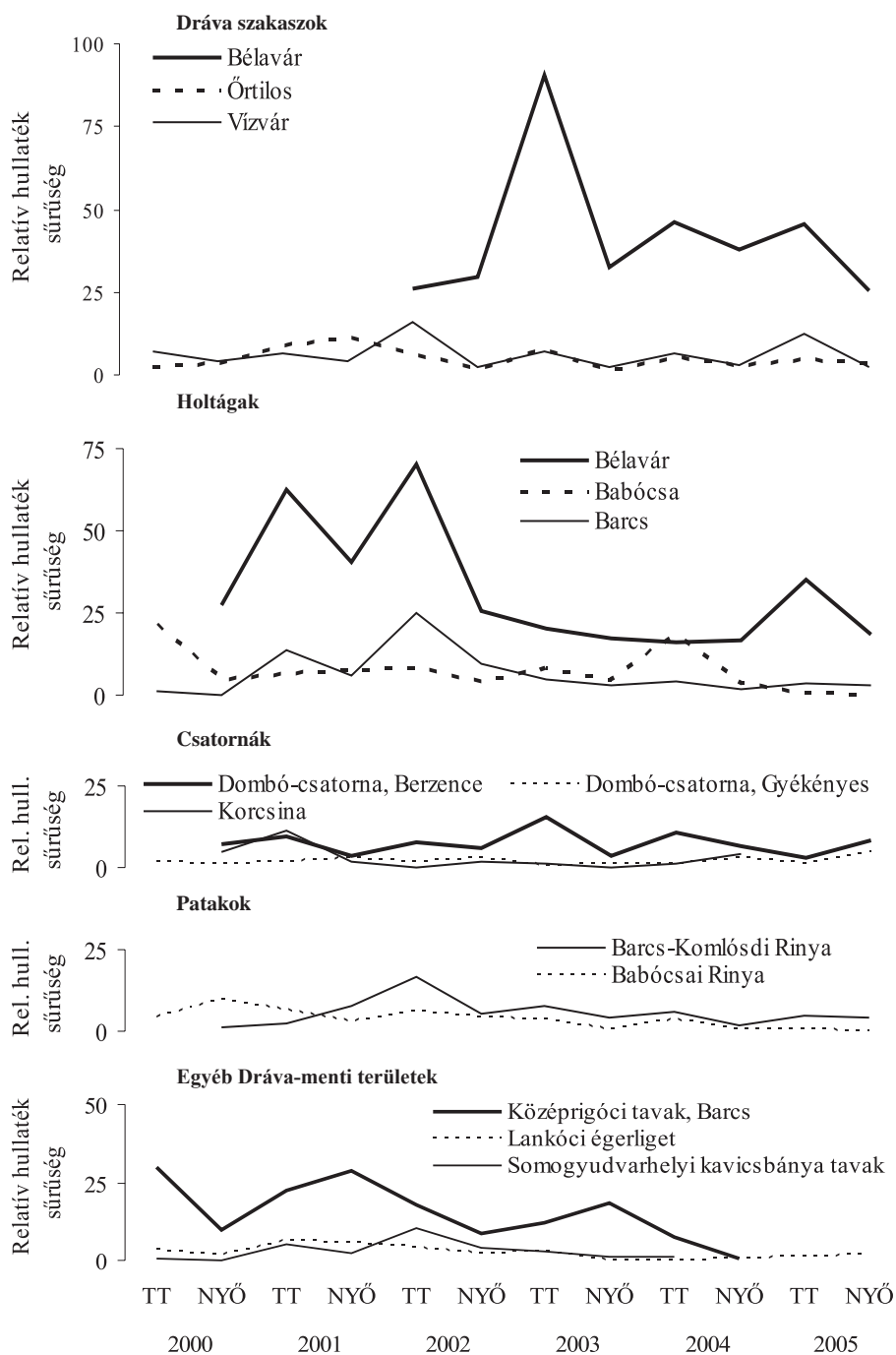
A Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság szervezésében 1999 végén kezdődött a Dráva folyó Somogy megyei szakaszán, és annak térségében, a vidra faj szintű monitorozása (LANSZKI 2002, 2004, 2005). Ennek során, a felmerült igény miatt, az NBmR-ben leirtaktól (CSORBA és PECSENYE 1997) részletesebb adatgyűjtés zajlott (összefoglaló protokoll: HORVÁTH 1999). Ennek során nyomon követtük a vidrának a monitoring területeken való előfordulását, a hullatéksűrűség index évek (és éven belüli időszakok) közötti változását, valamint a táplálék-összetétel alakulását. Ezek közül ebben a fejezetben a hullatéksűrűség index alakulását tekintjük át.

A Dráva régióban vizsgált területeken a vidra hullatéksűrűség index értékek alakulását szemlélteti a 90. ábra az 1999/2000 téli és a 2005 őszi időszak között. Egyes természetközeli területeken – közvetlen emberi behatás, zavarás nélkül is – a vidrahulladék sűrűség jelentős évszaktól függő hullámzása tapasztalható. A korábban részletezett összefüggés alapján – ami szerint még a teljes hullatékszámra alapozott sűrűség index és a molekuláris genetikai módszerrel számított vidrasűrűség között is közepesen szoros korrelációs összefüggés tapasztalható – ezek a hullatéksűrűség adatok (11. táblázat) a Dráva menti területeken a relatív vidrasűrűséget jelzik. Alacsony denzitást különösen az időszakosan kiszáradó, és/vagy alacsony halkészletű csatornákon és patakokon tapasztaltunk (majdnem mindegyik vizsgált kisvízfolyáson). Alacsony sűrűség értékek fordultak elő továbbá a horgászat és a turizmus által érintett folyószakaszokon (jellemzően Vízváron) és holtágakon (Barcson a Kis-bókon). Magas sűrűség indexeket a kevésbé zavart, természetközeli területeken (pl. Bélaváron a Dráván és a holtágon) tapasztaltunk. Az évszak hatás a Dráva folyó Vízvári és Bélavári szakaszán, továbbá a Babócsai Ó-Dráva holtágon volt szignifikáns (kétmintás t-próba, $P < 0,05$). Általában, magasabb sűrűség értékeket a felmérés szempontjából is kedvezőbb téli-tavaszi időszakban tapasztaltunk. Az évhatás viszont statisztikailag nem volt jelentős ($P > 0,05$), így a hat évre kiterjedő monitorozás eredménye lehetővé teszi a területek alapállapotának meghatározását.

11. táblázat: Dráva menti területek relatív vidra hullatéksűrűség indexe (2000-2005)

	D1	D2	D3	H1	H2	H3	V1	V2	V3	V4	V5	T4	T5	L4
n	12	8	12	11	12	12	12	11	12	11	9	9	10	12
Átlag	5,0	41,7	6,3	31,9	7,4	6,2	2,0	7,3	3,5	5,6	3,0	3,2	15,6	2,5
SE	0,89	7,55	1,21	5,66	1,86	2,01	0,33	1,11	0,80	1,30	1,17	1,08	3,03	0,60

Megjegyzés: Dráva szakaszok: D1 – Örtilos, D2 – Bélavár, D3 – Vízvár; holtágak: H1 – Bélavár, H2 – Babócsa, H3 – Barcs; kisvízfolyások: V1 – Gyékényes, V2 – Berzence, V3 – Babócsa, V4 – Drávaszentes, V5 – Lakócsa; tavak: T4 – Somogyudvarhely, T5 – Barcs-Középrigóc; "láp": L4 – Lankóci égerliget. n – vizsgált téli-tavaszi, és nyári-őszi időszakok száma.



90. ábra: A vidra abundancia-dinamikája Dráva-menti területeken hullatéksűrűség index alapján

Megjegyzés: TT = tél+tavasz, NYŐ = nyár + ősz.



91. ábra: Területjelölés



92. ábra: Vízből kijövet

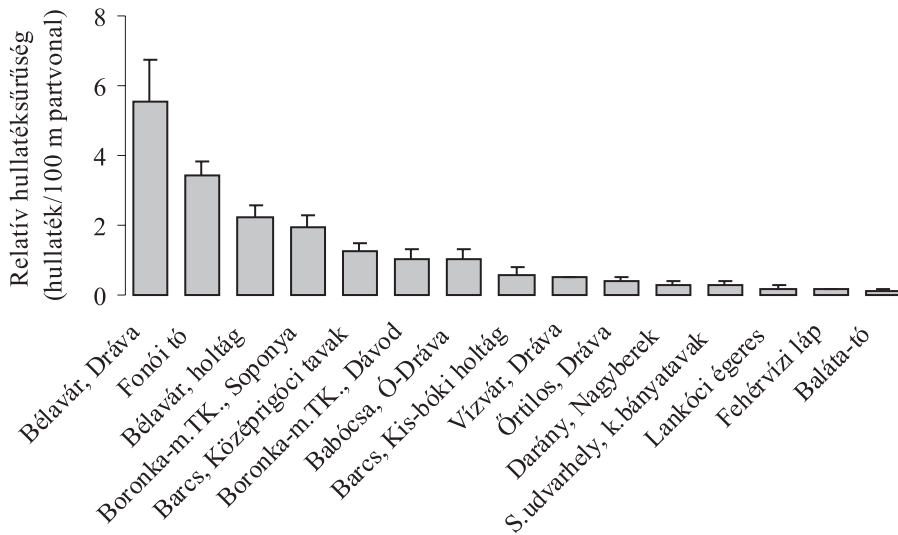


93. ábra: Vidraanya kölykével (automata fényképezőgéppel készült kép)



94. ábra: Elégedett vidra a pihenőhelyén

Az azonos időszakban, azonos módszerrel monitorozott területek hullatéksűrűség index értékei sorrendbe állíthatók. A Dráva mentén, valamint az összehasonlítás érdekében további somogyi vidra élőhelyeken azonos időszakban végzett vizsgálat alapján felállított, teljes hullatékminta számokon alapuló rangsort a 95. ábra szemlélteti. Ebből látható, hogy azok a legnagyobb hullatéksűrűségű (és a vizsgálataink alapján a legnagyobb vidrasűrűségű) területek, ahol az emberi zavarás kismértékű, vagy ahol a területen élő vidrák életritmusának megzavarása nélkül folyt, így pl. a bélavári Dráva szakaszon, a bélavári holtágon, a Középrigóci felhagyott halastórendszeren. A horgászattal is hasznosított tavakon, így a Somogyudvarhelyi kavicsbánya tavakon, és horgászott holtágakon, így a barcsi Kis-bóki holtágon, a gyakori emberi jelenlét miatt, általában alacsony a vidrasűrűség. A Dráva sebesen áramló folyószakaszain (Örtiloson és Vízvár) alacsony vidrasűrűség tapasztalható, ami elsősorban az áramló víz nagy sebességével és a jelentős vízszint ingadozással, továbbá alacsony vízállás esetén, a vidrák számára túlságosan meredek partoldallal függhet össze. A vidrák nem kedvelik a meredek és a takarásmentes partoldalt a vízből való kiszállásaik során (további részletek a 2. fejezetben találhatóak). A kiszálló helyek igen fontos szerepet töltenek be a társas viselkedésben, pl. a játszásban, a tisztálkodásban, a territórium jelölésében. Ezek tönkretétele, pl. a parti növényzet irtása, horgászhely, csónakkikötő létesítése miatt, illetve a nagymértékű vízszint ingadozás negatívan hat a vidra előfordulására. Ezt számunkra a kevesebb nyomjel jelzi. A Dráva partoldalát védő kövezésen, mely alacsony vízálláskor emelkedik ki a vízből, a vidrák alkalmanként végeznek területjelölést. Az akár naponkénti jelentős (kiszámíthatatlan) vízszintingadozás következtében a fontos kémiai és vizuális jelölésnek számító ürülékek idő előtt vízbe mosódnak, ezáltal nem töltik be szerepüket.



95. ábra: Különböző területek átlagos relatív hullatéksűrűség indexe (2002-2004)
(adatok: LANSZKI 2005, LANSZKI és SZÉLES 2006)

4. A VIDRA POST MORTEM VIZSGÁLATA

4.1. Problémafelvetés, célkitűzések

Az Európai Ökológiai Hálózaton (EECONET) belül a vidra azért is jelentős faj, mert jól indikálja a vízminőség változását, érzékeny a környezete állapotának leromlására (pl. GROGAN et al. 2001, CRAWFORD 2003), ugyanis a vidra a vizes élőhelyek táplálékhálózataiban csúcsragadozóként van jelen. Az 1960-as évek második felében nálunk is betiltott DDT kapcsán jól ismert a szennyezőanyagok táplálékláncban való feldúsulása és a csúcsragadozók fokozottan veszélyeztetett helyzete. Az 1950-es évekig a vidra még Európa-szerte elterjedt faj volt. Állomány-hanyatlásának legfőbb okaként a környezetbe jutó szennyező anyagokat jelölik meg melynek eredményeként a halkészlet és a kockázatos anyagok a tápláléklánc felsőbb szintjén hatványozottan jelennek meg (biomagnifikáció). Az 50-es és 60-as években robbanásszerűen előre törő ipari termelés, a hagyományos gazdálkodást felváltó iparszerű mezőgazdasági termeléssel együtt járó kemizáció (pl. vegyszeres rovar- és gyomirtás) és a vizes élőhelyek mezőgazdasági művelésbe vonása, a városok szennyvizének nem megfelelő tisztítása és természetes vizekbe vezetése következtében a vidra elterjedési területe rohamosan szűkült (pl. MASON és MACDONALD 1986, 1994, SMIT et al. 1998), több országból ki is pusztult.

A szennyező anyagok vidrára gyakorolt káros hatását azokban az országokban kezdték el vizsgálni, ahol az ipari termelés és a növényvédő szerek felhasználásának növekedésével egyidejűleg tapasztalták a vidraállomány hanyatlását (O'CONNOR és NIELSEN 1981, SIMPSON 1997, SMIT et al. 1998, GUTLEB 2000, MIERLE et al. 2000, RUIZ-OLMO et al. 2000, SHORE et al. 2000). Ökotoxikológiai (környezet-méregtani) tulajdonságaik alapján a legveszélyesebbek a szerves klórszármazékok, közülük is a PCB-k (poliklórozott bifenilek rövidítése), a nehézfémek, a vizek savasodását okozó vegyületek és a kőolaj származékok (MASON 1989, GUTLEB 2000). De említhetők a dioxin, a dieldrin (GUTLEB 2000, JEFFERIES és HANSON 2000) és a radioaktív szennyezések is (SIDOROVICH 2000). Számos külföldi publikáció jelent meg a szennyező anyagok vidrára, vagy más menyétfélékre gyakorolt hatásairól, azonban máig sem tisztázott a szennyezések és azok akkumulációjának pontos negatív hatása csúcsragadozóknál (pl. LASKOWSKI 1991, GUTLEB 2000). A hatást befolyásolja a szennyező anyagok folyamatos, vagy időszakos jelenléte, az összetételük és koncentrációjuk, az egyes elemek, illetve vegyületek esetében fennálló szinergizmus (itt több mérgezőanyag együttes előfordulása esetén fellépő fokozott mértékű hatás), illetve antagonizmus (szinergizmus ellentéte).

A PCB-k felhasználási területe igen széles, például lakkokban, transzformátorok hűtő- és szigetelő folyadékában, hidraulika olajokban, stb. fordulnak elő. Laboratóriumi körülmények között bizonyították, hogy a magas PCB koncentráció károsan hat a nőivarú nyérczek szaporodására (>50 ppm, májban mérve), de vidrában, ennek a 4-5-szörös koncentrációjánál is találtak szaporodóképes egyedeket (KRUUK 1995). Ugyanakkor a PCB-k koncentrációja és a vidrapopuláció státusa (trendje) között összefüggés figyelhető meg (GUTLEB 2000). A PCB-k koncentrációja nem nő a korral, mert feltételezhetően a vidra részben képes metabolizálni, vagy üríteni (KRUUK 1995, ROOS et al. 2001). MASON (1989) és ROOS et al. (2001) vizsgálati eredménye ezzel ellentétes, mely szerint

az életkorral nő a PCB-k akkumulációja. ROOS et al. (2001) vizsgálatában, Svédország déli területein az ismeretlen ok miatt elhullott vidrák májában, az összPCB koncentráció az 1960-as-70-es években átlagosan 240 ppm (6-970), a 80-as években 184 ppm (67-300), a 90-es években 92 ppm (44-860) volt. A fémek közül a súlyosan toxikus higany részletesebb vizsgálata során KRUUK és CONROY (1991) az eurázsiai vidrában életkortól függő különbségeket találtak. Szerintük a higany koncentrációja a vidra szövetekben a kor előrehaladtával nő és súlyos hatással van az állatok egészségi állapotára. MIERLE et al. (2000) kortól, ivartól és területtől függő különbségeket talált az észak-amerikai folyami, vagy kanadai vidra (*Lontra canadensis*) esetében is. Ebből a rövid áttekintésből is látható, hogy súlyos élettani károsodást eredményező mérgekről van szó. Nem feltétlenül okozzák a vidrák azonnali pusztulását, hanem a szervezetükben akkumulálódva, alattomosan például, a szaporodóképesség mérséklésével a populáció életképességét rontják. A lakosság védelme érdekében az 1970-es évektől hozott széleskörű környezetvédelmi intézkedések hatására az élőhelyek állapotában lassú javulás következett be (részletesebben: pl. KERÉNYI 2003). Az utóbbi két évtizedben a vidrapopulációk Európa számos területén növekedésnek indultak (pl. CONROY és CHANIN 2002).

A rejtőzködő és viszonylag ritka fajok, így a vadon élő vidra állományainak monitorozása az elpusztulttal talált egyedek részletes boncolására alapozott, ún. post mortem vizsgálatával (is) lehetséges (SIMPSON 1997, REUTHER et al. 2000, SIMPSON 2000, HELTAI 2002). Vidrán több országban évek, évtizedek óta végeznek post mortem analízist, ezzel együtt a vizekbe jutó szennyezőanyagok akkumulációját is mérik (MASON és MACDONALD 1986, KRUUK 1995, SMIT et al. 1998, SHORE et al. 2000, HAUER et al. 2002, ELMEROS et al. 2006). Korábban, a súlyos események, például hajótörések, így 1989-ben az Exxon Valdez olajszállító hajó Alaszka partjainál, 1993-ban a Braer olaj tanker a Shetland-szigeteken, 1999-ben az Erika olajszállító hajó a Franciaország óceáni partvidékének közelében bekövetkezett katasztrófája (pl. BOWYER et al. 2003, RIDOUX et al. 2004, CONROY 1995), vagy az ipari és mezőgazdasági szennyezések alkalmával végeztek részletes, de utólagos vizsgálatokat. Az eseti katasztrófák híre bejárta a világot, a rájuk irányuló figyelemfelhívás következtében. Napjainkban lényeges szemponttá vált például a vidra, mint bioindikátor esetében, a szennyezőanyagok táplálékláncban való akkumulálódásának folyamatos nyomon követése (ROOS et al. 2001), a populációváltozás trendjének hosszú távú nyomon követése (HAUER et al. 2000, ELMEROS et al. 2006), a veszélyeztető tényezők meghatározása (KRUUK és CONROY 1991, SIMPSON 1997, HAUER et al. 2002a), a korösszetétel (HAUER et al. 2002b) és a reprodukciós állapot meghatározása (HAUER et al. 2002a, ELMEROS és MADSEN 1999, HAUER et al. 2002b).

Az európai elterjedési, állományváltozási adatok (CONROY és CHANIN 2002), az ökológiai kutatási tapasztalatok (pl. CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, KRUUK 1995, REUTHER et al. 2000, GROGAN et al. 2001, LANSZKI 2002, CRAWFORD 2003) alátámasztják azt, hogy a vidra sebezhető faj, a vizes élőhelyek fontos indikátora, stabil állományának fennmaradása alapvetően az emberi tevékenységtől függ. A vidra a növekvő közúti forgalom és az orvvadászat miatt napjainkban is veszélyeztetett (RAKONCZAY 1989). Országosan elterjedt (összefoglalta: KEMENES et al. 2005), továbbá a természetvédelem fontos zászlóshajó faja, például a Berni Egyezmény címerállata.

Mégis maradhat a kérdés: miért post mortem vizsgálat? Ennek megválaszolása viszonylag egyszerű. Amint korábban részleteztük, a vadon élő vidra rejtőzködő életmódot folytat, megfigyelése esetleges. Az autók által elgázolt, vagy más módon elpusztult vidrák a post mortem vizsgálat hiányában, az utak menti árkokban enyésznek el, vagy a közútkarbantartó vállalat semmisíttetné meg. Egy kis részük kitömve pózolna valamelyik iskola polcán, vagy múzeumi kiállítási tárggyá válna (ami a vizsgálatunkkal együtt is lehetséges, ha a vidratetem állapota ezt lehetővé teszi). Összességében, az elpusztult

példányokon már nem lehet segíteni, ugyanakkor ezek a szerencsétlenül járt vidrák más módon nem pótolható, lényeges alapismereteket szolgáltatnak, ezáltal sokat „tehetnek” vadon élő társaikért, a faj és élőhelyének megőrzéséért.

Milyen kérdésekre is adhat választ az elpusztultan talált vidrák post mortem vizsgálata?

A vidrapusztulást a leggyakrabban közölt autós gázolások mellett okozhatja: másik vidra vagy kutyatámadás, betegség, de a mortalitás közvetlen emberi tényezőre (orvvadászatra) is visszavezethető, továbbá összetett ok is előfordulhat (KRUUK és CONROY 1991, KRUUK 1995, HAUER et al. 2002). A hazai statisztika hiányos volt a vidra elhullási okok tekintetében, ezért azt részletesebben is vizsgáltuk. A külső jegyek, így a fej, a mancs állapotának, valamint a testen található külső sérüléseknek a vizsgálata további fontos ismereteket hozhat. A sérülések előfordulásai összefügghetnek a kondícióval, közvetve a táplálékellátottságra is utalhatnak. Az autós gázolások gyakran hidak közelében történnek. A mai napig nyitott kérdés (REUTHER et al. 2000, GROGAN et al. 2001), hogy a vidrák miért mennek fel az országútra, mikor a hidak alatt is átjuthatnának. Erre csak feltételezések, és részleges magyarázatok léteznek, melyek: 1) a táplálékhiányos időszakban (pl. télen), az autók által elütött állatokat fogyasztják, 2) az utak tradicionális vidra útvonalakat vágunk keresztül, a vidrák pedig ragaszkodnak a megszokott útvonalakhoz, vagy utat rövidítenek, 3) területjelzés miatt, 4) áradáskor nem szívesen úsznak át a hidak alatt zúgó, örvénylő vízben, és ha a híd alatti padkát is elönti a víz, akkor inkább átgyalogolnak az út fölött, 5) kíváncsiak. Vizsgálhatjuk a gyomortartalom súlya (és tartalma), valamint a kondíció, az évszak, a kor és más lehetséges összefüggésben álló tényezők kapcsolatát, mely közelebb vezethet az elhullási okok hátterének megértéséhez. A tapasztalatok alapján az utak tervezéséhez az átjárókra vonatkozó, szakmailag indokolt javaslatokat tudunk adni.

Természetmegőrzési szempontból fontos a vidra kevésbé ismert szaporodásbiológiai sajátosságairól részletes adatokat gyűjteni. Erre a hiányosan ismert területre korábban már több vidrakutató is felhívta a figyelmet; köztük aki a vidrás berkekben az egyik legelismertebb szakember, Hans Kruuk professzor. Európa számos területén nyitott kérdés például, hogy a vidra hogyan alkalmazkodik szaporodásbiológiailag a környezeti feltételekhez, milyen az alomszáma, stb. (pl. KRUUK 1995). Ahol a táplálékforrások nagysága, vagy azok elérhetősége szezonálisan hullámzik, például a szélsőséges időjárási hatásoknak kitett északi területeken, ott a vidra szaporodása szezonális lehet (ERLINGE 1967, KRUUK et al. 1991), míg a faj elterjedési területének legnagyobb részén, ahol préda egész évben rendelkezésre áll, folyamatos ivari ciklus jellemzi (CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, SIDOROVICH és TUMANOV 1994, KRUUK 1995, GROGAN et al. 2001). A hímivar szaporodásbiológiai jellemzői még kevésbé ismertek (ELMEROS és MADSEN 1999). A post mortem vizsgálat lehetőséget ad az alomnagyság és a szaporodás szezonálisának részletes tanulmányozására (pl. ELMEROS és MADSEN 1999, HAUER et al. 2002a, 2002b). A hazai vadon élő vidraállomány reprodukciós állapotáról korábbról nagyon kevés és hiányos információ, leginkább eseti megfigyelések álltak csak rendelkezésre. Alaputatásból származó, részletes ismeretek hiányában pedig a fajmegőrzés bizonytalan alapokon áll.

A mediterráneum kiszáradáshoz közeli folyómedreiben eredményes nyomfelméréssel (RUIZ-OLMO et al. 2002) szemben a hazai környezeti adottságok mellett a vidra alomnagyságáról nyomfelméréssel (téli nyomszámlálás és méret-felvételezés) csak alacsony hatékonysággal, és jelentős hibával terhelt adatokat lehetne gyűjteni. A post mortem vizsgálatban, a méhszarvakban található placentahegek száma alapján viszont meghatározható a vidra alomszáma. Bár az embrionális mortalitás módosító tényező lehet (HAUER et al. 2002), de a placentahegek számából jól lehet következtetni a világra hozott

kölykök számára, a reális szaporulatra. Az évszak hatását a herék és petefészkek súlyának, valamint a testtömeg mérésén alapuló gonado-szomatikus index felhasználásával vizsgálhatjuk. A vidraanya nevelőképességére utalhat a tejelválasztásra kész emlők (csecsbimbók) száma, ezért célszerű vizsgálni az aktív emlők és a placentahetek száma közötti összefüggést is. A post mortem vizsgálatból továbbá megállapítható, hogy az adult korosztályban milyen a szaporodó és a nem szaporodó nőtények aránya.

A korábbi nehézfémkoncentráció vizsgálatok (pl. GUTLEB et al. 1998, MASON és STEPHENSON 2001, RUIZ-OLMO et al. 2000) elsősorban általános alapadatok meghatározására, és a különböző országok, vagy régiók közötti különbségek ismertetésére összpontosítottak. Ugyanakkor az irodalomban számos szennyezőanyag szöveti koncentrációjának különböző tényezőkkel való összefüggése hiányosan ismert. A hazai vidrákról különösen kevés ide vonatkozó ismeret állt csak rendelkezésünkre.

Jó okunk volt feltételezni, hogy az egyes országrészek vizes élőhelyeinek környezeti állapotában lehet eltérés. Az ismertebbé vált esetek közül elegendő említeni a Tisza vízgyűjtő területét ért cianid- és nehézfém szennyezést, amit a Nagybánya térségében működő Aurul ausztrál-román vegyes vállalat okozott. 2000. január 31.-én közel száz-ezer köbméter magas cianid koncentrációjú szennyezett víz folyt el, és jutott a Szamos folyó vízgyűjtő területéhez tartozó Zazar és Lápos vízfolyásokba. A maximum értékek a Szamoson több mint 300-szorosan, a Tisza felső szakaszán kb. 100-szorosan, a Tisza alsó szakaszán 20-30-szorosan haladták meg az "erősen szennyezett vízminőség" (V. osztály) határértékét (KÖM, 2000. február 23). Nem sokkal később, 2000. március 10-én a szintén a Tisza vízgyűjtőterületéhez tartozó Visó folyó völgyében működtetett (romániai állami tulajdonú bányavállalathoz tartozó) Borsa bánya elégtelen műszaki állapotban levő meddőhányóján kialakított zagytározó az esőzések miatt meglazult. Ekkor kb. húszezer tonna nehézfém tartalmú iszap – mely főként cinket, rezet és ólmot tartalmazott – mérgezte végig a Veres patakot, a Visót, a Tiszát (KÖM, 2000. március 14. és 2000. március 28).

Választ kerestünk arra, hogy területtől függően (pl. a nagyobb folyóink vízgyűjtő területein, vagy a tavakon élő vidrákban), továbbá korcsoporttól függően van-e különbség a szennyezőanyagoknak a csúcsragadozó vidra szöveteiben mért koncentrációiban. Ezen kívül a hazai adatokat összevetettük a vidra elterjedési területén tapasztaltakkal.

Nézzük, mi a helyzet a post mortem vizsgálatok terén. Laura Bonesi 2008-ban összeállított beszámolója szerint (BONESI 2008) ez a vizsgálat a különböző Európai országokban az alábbiak szerint zajlik. Ausztriában a vadászati jog vonatkozik a vadon élő állatokkal kapcsolatos tevékenységekre, így a vidratetek vizsgálatra történő gyűjtésére is. A post mortem vizsgálat rendszere nem kielégítő. Bulgáriában még nincs nemzeti szintű átfogó vizsgálat, önkéntesek vesznek részt a gyűjtésben, a vizsgálatot kezdeti stádium jellemzi. Dániában jól működő rendszerben az Erdészeti és Természetvédelmi Szolgálat gyűjti össze az elpusztult vidrákat és adja át „a” Múzeumnak. A vidratetek gyűjtése jelenleg nem rendszeres, de az illetékes Minisztérium biztosítja a vizsgálatok pénzügyi forrását. Olaszországban egy viszonylag még új online bejelentési rendszer működik. A tetemek begyűjtése a nemzeti egészségügyi intézet felügyelete alatt zajlik, de a vizsgálat rendszeressége nem kielégítő. Franciaországban területileg kiegyenlítetlen és áttekinthetetlen módon gyűjtik a vidra tetemeket. Jelenleg tervezik a rendszer javítását és nemzeti szintű finanszírozásának megteremtését, a vidraállomány megőrzése érdekében. Németországban az elpusztult állatok kezelését a vadászati jog szabályozza amely az egyes tartományokban nagyban eltérő. A vizsgálatok rendszere összességében nem a legjobb. Norvégiában nemzeti és minisztériumi alapokon álló rendszer működik, amely kellően gyors, bár az utóbbi időben az információáramlás megromlott. A vidra tetemeket

alkalomszerűen vizsgálják. Portugáliában néhány egyetem gyűjt adatokat vidrákról. A vadon élő állatok szövetbankját 1998 óta tartják fenn, melybe főként a védett területeken talált állatok szövetmintái kerülnek be. A vidratetemeket rendszertelenül gyűjtik. Spanyolországban a vidratetem gyűjtés regionálisan működik, melyet a Vadvédelmi Szolgálat végez és gyakorlatilag központi forrásból a minisztérium támogatja. Szlovéniában a Természettudományi Múzeumnak kellene gyűjtenie a vadon élő állatok utakon elpusztult példányait, de a rendszer nem működik kifogástalanul. A LUTRA intézet igyekszik a vidra adatokat gyűjteni, de a vidra post mortem vizsgálat még nem megoldott. Svédországban a rendőrség jelzi a vidratetek megtalálását, a tetemek a Svéd Természettudományi Múzeumba kerülnek. A vizsgálat is ott zajlik, amelynek finanszírozása megoldott. Angliában található a legjobban működő, a tetemek gyűjtését, feldolgozását és az eredmények közlését is felölelő rendszer. A post mortem vizsgálat költségét minisztériumi forrásból biztosítják. Számos országból (pl. Lengyelország, Csehország, Szlovákia, stb.) nem érkezett információ. Az áttekintésből látható, hogy az egyes országokban alkalmazott megoldások „sokszínűek”, legtöbbször az jellemző, hogy országos kiterjedésű vidra post mortem vizsgálat vagy még el sem indult, vagy kezdeti stádiumban van, vagy alkalmi jellegű.

Magyarországi vidrákban, pontosabban egy közép-európai összehasonlító vizsgálatban korábban GUTLEB et al. (1998) egyes nehézfémek akkumulációját elemezték. Ebben hét magyarországi vidrát vizsgáltak. Post mortem vizsgálat téren tehát meglehetősen kevés hazai adat állt rendelkezésünkre. Országos kiterjedésű vizsgálatunkat csak a 2000-es évben, a keleti országrész folyóit ért súlyos cianid- és nehézfém szennyezés után tudtuk elkezdni. A kutatás elindításához 2002-ben a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium járult hozzá, majd a programot 2002 és 2007 között az Országos Tudományos Kutatási Alap (OTKA) támogatta.

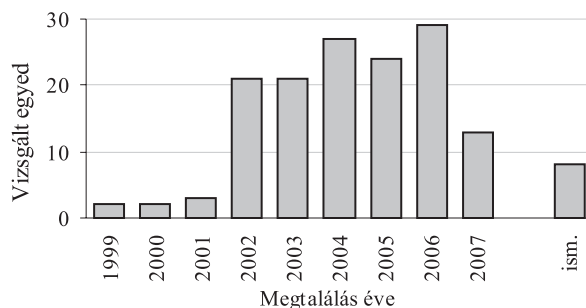
A hazai vidrákon végzett post mortem vizsgálat célkitűzése volt 1) a főbb morfológiai jellemzők leírása, 2) az elhullási okok vizsgálata, 3) az egészségi állapot vizsgálata, a szervsúly mintázat leírása, 4) a szaporodásbiológiai jellemzők, és a szaporodás szezonálisának vizsgálata, 5) a gyomortartalom súly és gyomortartalom-összetétel vizsgálata, 6) egyes toxikus anyagok (5 fém elem és összPCB) vidraszövetekben történő akkumulációjának vizsgálata.

Kutatásunk irányultsága elsősorban a természetmegőrzéssel összefüggő, természetvédelmi kezelői tevékenységet megalapozó és azt segítő biológiai alapadat gyűjtés volt.

4.2. Módszerek

Minták származása

Az elpusztultan talált vidrák többségét a természetvédelmi őrszolgálat munkatársai gyűjtötték össze és a Nemzeti Park Igazgatóságok fagyasztóládáiban tárolták a vizsgálatra szállításig. A fokozottan védett fajok vizsgálata engedélyköteles tevékenység. A vidra vizsgálata a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium határozatai alapján zajlott (KvVM Közigazgatási, Jogi és Hatósági Főosztály: 3498/2002, 215/2003, 189/3/2004, 837/6/2005, és Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főfelügyelőség Hatósági Iroda: 14/3347-3/2005).



96. ábra: A vidrák származása évek szerint (adatok: LANSZKI et al. 2008)

Az egyes tulajdonságoknál, illetve vizsgálatoknál közölt mintaszámoknál található eltérések egyes vizsgált példányok erős roncsoltságából (mérés szükségszerű mellőzéséből) és adathiányosságból (pl. preparáltatás miatt bőr nélkül kapott vidra, ismeretlen helyszín, stb.) adódtak. A mintaszámbeli eltérések másik oka, hogy a kutatási programokban az adott időpontban rendelkezésre álló mintákon volt lehetőségünk elvégezni az adott vizsgálatokat. Leginkább befolyásoló volt a költségtényező, amely elsősorban a toxikológiai és a molekuláris genetikai vizsgálatokat korlátozta.

A vizsgált vidrák gyűjtési éve szerinti egyedszámot a 96. ábra szemlélteti. A vizsgálat időszakában (2002 és 2007 között) évente 20-30 újabb, összesen 150 vidra vizsgálatát végeztük. A gyűjtés éve esetenként eltért a vizsgálat, vagy a vizsgálatra bekerülés évétől, ami a hosszabb fagyasztva tárolásból adódott, különösen a kezdeti időszakban. A növekvő mintaszám leginkább a vizsgálat szélesebb körűvé válásának köszönhető.

A vizsgált 150 vidra nemzeti park igazgatóságok (NPI) működési területe szerinti eloszlását a 97. ábra szemlélteti. (Az ábrán a Bükk és az Aggteleki NPI együtt szerepel, vidrák a Bükk NPI működési területéről származtak).



97. ábra: A vizsgált vidrák területi eloszlása (adatok: LANSZKI et al. 2008)

A vizsgált vidrák megyénkénti származása: Bács-Kiskun 7, Baranya 9, Békés 23, Borsod-Abaúj-Zemplén 1, Csongrád 17, Fejér 7, Győr-Moson-Sopron 6, Hajdú-Bihar 6, Heves 4, Jász-Nagykun-Szolnok 8, Komárom 1, Nógrád 4, Pest 4, Somogy 15, Szabolcs-Szatmár-Bereg 5, Tolna 4, Veszprém 3, Zala 16, Somogy-Baranya-Tolna (nincs pontosabb adat) 6 és pontosabban nem meghatározható 4.

A vizsgált 150 vidra területenkénti származása: Balaton és Kis-Balaton közvetlen környezete 18, horgásztavak, halastavak, bányatavak együtt 32, holtág és lág 3, Duna-mente 10, Tisza-mente 13, közepes- és kis folyók 13, patakok, csatornák, árkok (együtt) 44 és ismeretlen 17 példány.

A post mortem vizsgálat protokollja

A nemzetközi gyakorlatban jelenleg Vic Simpson brit állatorvos által alkalmazott és javasolt adatfelvételi protokoll (SIMPSON 2000) a legrészletesebb, melyet széles körben (IUCN OSG) elfogadnak. Ezért az adatfelvételt ennek alapján végeztük.

A felvett adatok az alábbiak voltak: származás (gyűjtés ideje, helye, körülmények), törzhossz, farokhossz, hátulsó lábvég (talp) hossza, testtömeg 10 gramm pontossággal, elhullás oka (csoportosítás KRUUK 1995 munkája alapján), sérülések (fülek, szemek, fogazat, bőr, ivarszerv, karmok, talpak, egyéb), harapásnyomok, lágyéktájékon bőr alatti zsíredepozíció (1-3 pont). A post mortem vizsgálatunkban szereplő adatlapot a 6. melléklet tartalmazza.

Kondíció index

A tápláltsági fokot ivaronként kondíció index-szel (KI) fejeztük ki KRUUK és CONROY (1991) ajánlása szerint. A nemzetközi gyakorlatban, a vidra esetében ez a kondíció kifejezési módszer az elterjedtebb (pl. az általánosan használt vesezsír index-szel szemben). A kondíció index képletében a törzhossz, a farokhossz és a testtömeg, valamint ivaronként eltérő szorzófaktor szerepel (részletesebben: KRUUK és CONROY 1991, KRUUK 1995).

Kor

A korhatározást a testméretek, a fogváltás és a fogazat jellemzői (HEGGBERGET 1984, REUTHER 1999) alapján végeztük. A besorolás három korosztályba történt 1 – adult, vagy szaporodóképes/érett (>2 éves), 2 – subadult (1 és 2 év közötti) és 3 – juvenilis, vagy fiatal (<1 éves). Az utóbbi kettőt, mint szaporodásra még nem kész (éretlen) korosztályt összevontan is értékeltük.

Egészségi állapot, belső szervek súlya

A belső szervek egészségi állapotát Sugár László állatorvos professzor vizsgálta.

A belső szervek súlyát 0,01 g pontossággal lemértük és ezekből (pl. máj, vese, mellékvese, tüdő, szív, lép, csecsemőmirigy, pajzsmirigy, here, petefészek) szövetmintát vettünk. A belső szervek súlyindexének megállapításakor a belső szerv súlyát (g) a testtömeg (kg) arányában fejeztük ki.

Mintavétel, tárolás

A szervek súlymérésénél említett szervekből vett szövetmintákat a combizom-, borda- és combcsont mintákkal, továbbá a gyomorral, a belekkel, a koponyával, az ivarszervekkel együtt -18°C-on tároltuk.

Gyomortartalom vizsgálat

A gyomorban található táplálékelemek súlyát 0,01 g pontossággal lemértük. A táplálék taxonok meghatározásakor atlaszokat és referencia gyűjteményeket használtunk fel (további információ a táplálékvizsgálatról írt fejezetben található).

Szaporodásbiológiai vizsgálat

A vidrák szaporodásbiológiai sajátosságait mindkét ivarban tanulmányoztuk. A nőivarban a szaporodóképességet a méhszarvakban végzett embrió- és placentaheg számlálással vizsgáltuk (SIDOROVICH és TUMANOV 1994, ELMEROS és MADSEN 1999, HAUER et al. 2002b). Továbbá vizsgáltuk az aktív csecsbimbószám és a placentahegek (tulajdonképp a megszületett kölykök) száma közötti kapcsolatot is.

A hímivarban a szaporodóképesség szezonálisát gonado-szomatikus index alapján követtük nyomon. Ennek a számítása során a here súlyát (mellékhere nélkül) elosztottuk a testtömeggel (g/kg). A vizsgálat során képi dokumentáció készült.

Kémiai vizsgálat

A higany, a réz és a cink, továbbá a PCB-k szöveti koncentrációjának vizsgálata a Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal (MGSZH), Állategészségügyi Diagnosztikai Igazgatóság Kémiai Osztályán zajlott (jogelődje: Országos Állategészségügyi Intézet). Az ólom és a kadmium koncentráció vizsgálat részben az MGSZH, többségében a Kaposvári ÁNTSZ Laboratóriumában zajlott. Az analitikai vizsgálat módszere: 0,8 g homogenizált szövetmintát 3 ml HNO₃ (forrpont alatti desztillációval tisztított sav) és 2 ml H₂O₂ (a.r.) hozzáadásával Milestone Ethos Plus mikrohullámú roncsoló készülékben roncsoltuk el (LANSZKI et al. 2009). A májszövet mintákból 2-2 párhuzamos minta készült, a mintaoldat végső térfogatát 20 ml-re állítottuk be. A réz és a cink koncentrációk meghatározása atomabszorpciós spektrofotométerrel (PU 9200X), láng-atomizálással történt (kimutatási határ 2-2 mg/kg). A többpontos kalibrációs egyenes vizes-savas kalibráló-oldatokkal készült (Merck 1g/l Cu ill. Zn). Az ólom és a kadmium koncentrációk meghatározása grafitkemencével (PU 9390X), és automata mintaadagolóval (FS 90) felszerelt atomabszorpciós spektrofotométerrel (PU 9200X) történt (kimutatási határ 0,03 mg/kg volt mindkét fém esetén). A többpontos kalibrációs egyenes mátrix tartalmú kalibráló-oldatokkal készült (májszövet, Merck 1 g/l Pb ill. Cd). A mérésekhez mátrix módosítót (NH₄H₂PO₄, Suprapur Merck) és mintatároló betéket használtunk. A higany meghatározása hidridfejlesztő egységgel (UNICAM VP90) felszerelt atomabszorpciós spektrofotométerrel (PU 9200X) történt (kimutatási határ 0,1mg/kg). A többpontos kalibrációs egyenes vizes-savas kalibráló-oldatokkal készült, redukáló szerként NaBH₄-t (p.a., Merck) használtunk. Az analitikai rendszer és a módszer érzékenységének, pontosságának és precizitásának folyamatos ellenőrzéséhez rendszeres vakminta készítést, a kalibráló oldatok meghatározott időközönkénti visszamerését, addíciós vizsgálatokat, valamint hiteles anyagminták (BCR-186, SRM-1577b) egyidejű elemzését alkalmaztuk. A PCB-k vizsgálata a MSZ EN 1528 1-4 szabvány szerint történt az első 25 vidrán (kimutatási határ: 1 µg/kg).

Statisztikai értékelés

Az ivarok közötti különbségeket a testtömeg, a törzhossz és a farokhossz esetében kétmintás t-próbával teszteltük.

A kondíció index (KI) és a bőr alatti zsírmennyiség (1-3 pont, egytizedes pontossággal, 1 – sovány, 3 – legjobb kondíció) értékelésekor kéttényezős variancia analízist (MANOVA) alkalmaztunk, ahol függő tényező a KI, illetve a pontszám volt, a két független tényező az ivar és a korcsoport volt.

A kondíció index évszakonkénti adatait egytényezős variancia analízissel (ANOVA) értékeltük, ivaronként külön-külön. Szintén egytényezős variancia analízist alkalmaztunk a kondíció index és a deponált zsír mennyiségének értékelésére az élőhely típusok szerint.

A gyomortartalom súly értékelésekor háromtényezős variancia analízist (MANOVA) alkalmaztunk, ahol függő tényező a gyomor súlya, független tényező az évszak, az ivar és a korcsoport volt.

Az üres és a nem üres gyomrok évszakonkénti eloszlása közötti különbségeket Chi-négyzet próbával teszteltük.

A két fő mortalitási ok csoport (gépkocsi gázolás, illetve egyéb ok) vidráinak kondíció indexe, illetve zsír depozíciója közötti különbséget ivaronként kétmintás t-próbával értékeltük.

Vizsgáltuk, hogy van-e különbség a sérülésekkel (talp- illetve karomsérülés) rendelkező és a nem sérült vidrák testtömege, kondíció indexe, vagy zsírdepozíciója között. Erre kétmintás t-próbát alkalmaztunk.

A talp- illetve karomsérülések ivartól függő eloszlása közötti különbségeket Chi-négyzet próbával vizsgáltuk.

A páros belső szervek esetében a két szerv átlagsúly adatát használtuk a számolásokban. A belső szervek súlyának értékelése érdekében a kis létszámú fiatal (juvenilis) és a subadult csoportokat összevontuk.

Az adult korosztályban vizsgáltuk egyes belső szervek, így a szív, a máj, a lép, a tüdő, a vese, a mellékvese és a csecsemőmirigy súlyindexe esetében az ivarok közötti különbségeket, amelyhez kétmintás t-próbát alkalmaztunk.

Ivaronként az adult és a fiatalabb (összevont juvenilis és subadult) korosztályok között, kétmintás t-próbával vizsgáltuk az egyes belső szervek, így a szív, a máj, a lép, a tüdő, a vese, a mellékvese és a csecsemőmirigy esetében a különbségeket.

Lineáris regressziót alkalmaztunk a heresúly és a testtömeg, továbbá a kondíció-index és a heresúly közötti összefüggés vizsgálatára.

Egytényezős variancia analízissel vizsgáltuk hímivarban a gonado-szomatikus index (GSI, heresúly (g) / testtömeg (kg)) évszakonkénti adatai közötti különbséget.

Többváltozós kovariancia analízist (MANCOVA) alkalmaztunk a vidra májban mért fémkoncentrációk értékelésekor, ahol fix tényezők az ivar, a korcsoport (adult és fiatalabb csoport) és a terület, kovariáns a kondíció index volt.

Spearman korrelációval vizsgáltuk a májban mért fémkoncentráció értékek és a kondíció értékek közötti összefüggés szorosságát.

Az adatok értékelése SPSS 10.0 (1999) statisztikai program felhasználásával történt.

4.3. Eredmények

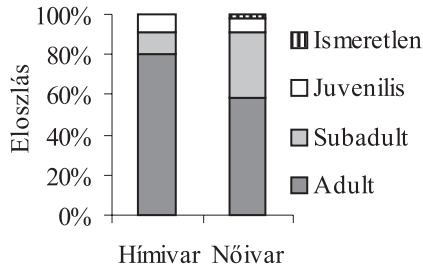
a) Morfológia

Életkor, ivar szerinti eloszlás

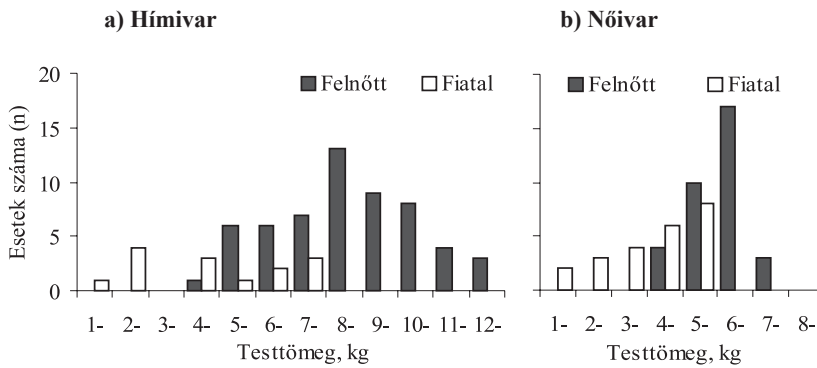
A testméretek, a fogváltás és a fogazat jellemzői alapján a vizsgált 150 vidra döntő többsége a hímivarban adult volt, míg a nőivarban jelentős arányban előfordultak subadult példányok is (98. ábra). A nőivarban egy nem meghatározható korú példány szerepelt, továbbá három példány ivara ismeretlen (csak belsőségeket kaptunk vizsgálatra).

Testtömeg, testméretek

A testtömeg mérésre alkalmas hímivarú és nőivarú vidrák testtömeg kategóriák szerinti eloszlását a 99. ábra szemlélteti.



98. ábra: A vizsgált vidrák korcsoportok szerinti eloszlása (adatok: LANSZKI et al. 2008)



99. ábra: A vidrák testtömeg kategóriák szerinti eloszlása (adatok: LANSZKI et al. 2007)

12. táblázat: Kifejlett vidrák átlagos testtömege, törzshossza és farokhossza (adatok: LANSZKI et al. 2008)

Tulajdonság		Hímivar	Nőivar
Testtömeg (kg)	Átlag±SE	8,66±0,19	6,13±0,26
	Min.	4,89	4,72
	Max.	12,68	7,86
	n	57	33
Törzshossz (mm)	Átlag±SE	692±6,6	631±8,0
	Min.	570	535
	Max.	815	705
	n	60	31
Farokhossz (mm)	Átlag±SE	429±4,0	394±4,7
	Min.	348	350
	Max.	495	495
	n	62	36

A hímivarban a kifejlett vidrák átlagos testtömege 8,66 kg (12. táblázat), a subadult vidráké 6,40 kg, a fiatal korosztályban 3,00 kg volt. A nőivarban a kifejlett vidrák átlagos testtömege: 6,13 kg, a subadultaké 4,51 kg, a fiataloké 2,52 kg volt. A két ivar testtömege közötti különbség szignifikáns volt (adult korosztály, kétmintás t-próba, $t_{79}=9,46$, $P<0,0001$).

A testméretekben is kifejezett volt az ivari dimorfizmus. A hímek törzse lényegesen hosszabb volt, mint a nőstényeké (adult korosztály, $t_{89}=5,61$, $P<0,0001$).

Hasonlóképp, a hímek farka hosszabb volt, mint a nőstényeké (adult korosztály, $t_{96}=5,64$, $P<0,0001$).

Színezet, fehér foltok előfordulása

A vizsgált vidrák jellemzően sötétbarna alapszínűek voltak, közöttük egyetlen sötét szalmasárga színű példányt találtunk (a Velencei-tóról származott). A fehér torokfolt előfordulása nem számított ritkaságnak, 12 példány torkán, illetve ajka körül találtunk 1-5 cm² felületű fehér foltot.

Megvitatás. A méréseink adalékul szolgálnak a hazai vidraállomány jellemzéséhez, melyről a jelen vizsgálat kezdetéig csak szórványos adatok álltak rendelkezésre. Összehasonlításként például, a shetlandi tengerparton (KRUK 1995) élő adult hím vidrák átlagos tömege mindössze 7,35 kg ($n=31$), a nőstényeké 5,05 kg volt ($n=42$). Ugyanakkor, a hazai méréseinkhez hasonlóan, Nagy-Britannia belső területein (hímivar: $n=433$: 10,1 kg, nőivar: $n=220$: 7,0 kg), Írországon (hímivar, $n=15$, 9,1 kg, nőivar, $n=12$, 6,20 kg), Dániában (hímivar: $n=32$, 8,3 kg, nőivar: $n=35$, 6,2 kg, összefoglalta CHANIN 1985), vagy Németországban (hímivar: $n=13$: 8,78 kg (max. 11,4 kg), nőivar: $n=8$: 5,61 kg (max. 6,49 kg, REUTHER 1993) nagyobb testtömegű vidrákat mértek. REUTHER (1993) németországi mérései alapján a hímek testhossza 710-810 milliméter között nőstények testhossza 630-847 milliméter között változott.

b) Kondíció, gyomortartalom

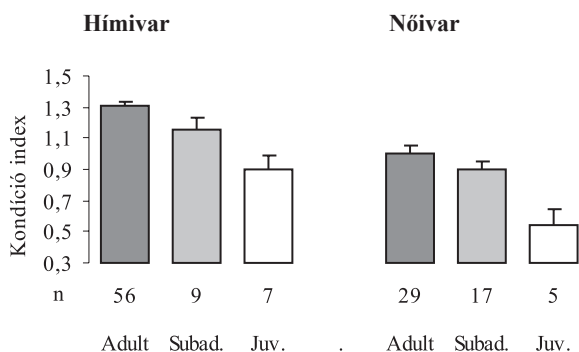
Kondíció index és zsíredepozíció

A hímivarú vidrák kondíció indexe (rövidítése KI) a nőivarú egyedekéhez képest lényegesen kedvezőbb volt (MANOVA, $F_{5,1}=27,20$, $P<0,0001$), valamint az adult korosztályban szignifikánsan jobb volt, mint a juvenilis korosztályban ($F_{5,2}=18,7$, $P<0,0001$). A KI értéke a hímivarban korosztályonként az alábbiak szerint alakult: adult, 1,30 (min. 0,72, max. 1,92), subadult 1,15, juvenilis 0,90; nőivarban: adult 1,01 (min. 0,73, max. 1,47), subadult 0,90, juvenilis 0,55, 100. ábra.).

A KI értéke az adult korosztályt alapul véve nem függött szignifikánsan az évszaktól (101. ábra) sem a hímivarban (ANOVA, $n=49$, $F_3=0,81$, $P=0,496$), sem a nőivarban ($n=27$, $F_3=0,11$, $P=0,950$). Ebben az értékelésben az ismeretlen példányok ($n=9$ és $n=2$) nem szerepeltek. Legmagasabb értéket ősszel, legalacsonyabb értéket nyáron tapasztaltunk.

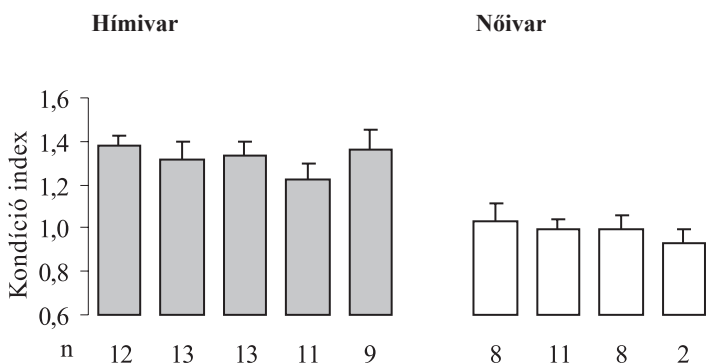
Bár legkedvezőbb KI értéket a Balatonon és a Kis-Balatonon (KI=1,24), leggyengébbet a közepes- és a kis vízhozamú folyókon élő vidrák esetén tapasztaltunk (KI=0,99), az élőhely típusok közötti különbség nem volt szignifikáns (ANOVA, $F_6=1,35$, $P=0,240$).

Nem találtunk lényeges ivartól függő eltérést a bőr alatt raktározott zsír mennyiségében (hímivar: $n=81$, $1,63\pm 0,05$ pont, nőivar: $n=63$, $1,62\pm 0,07$ pont, MANOVA, $F_{5,1}=0,39$, $P=0,534$), ugyanakkor az adult korosztályt szignifikánsan nagyobb pontszám



100. ábra: A vidrák kondíció indexe ivar és korosztály szerint (adatok: LANSZKI et al. 2008)

Megjegyzés: n – mintaszám, átlag±SE.



101. ábra: A kondíció index évszakonkénti alakulása adult korosztályban (adatok: LANSZKI et al. 2007)

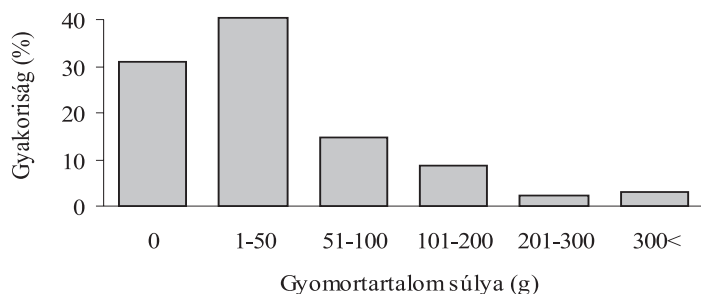
jellemezte, mint a juvenilis korosztályt (adult: 1,72, subadult: 1,50, juvenilis: 1,23, MANOVA, $F_{5,2}=7,72$, $P<0,001$).

Ebben az esetben is, a legmagasabb érték (1,69 pont) a Balatonon és a Kis-Balatonon élő vidrákat, legalacsonyabb pontszám (1,53 pont) az egyéb állóvizeken, főként a halas-, és a horgásztavakon élő vidrákat jellemezte. Az élőhely típusok közötti különbség statisztikailag nem volt számottevő (ANOVA, $F_6=0,72$, $P=0,634$).

Gyomortartalom

A vizsgált vidrák gyomortartalmának átlagsúlya (\pm SE) $46\pm 6,9$ g volt (max. 400,2 g). A 102. ábra a gyomortartalom súlykategóriák szerinti eloszlását szemlélteti. Ebből látható, hogy az esetek 31%-ában a vidrák gyomra üres volt. A gyomortartalmak súlyában nem találtunk lényeges eltérést az évszakok (MANOVA, $F_{17,3}=0,70$, $P=0,557$), az ivarok ($F_{17,1}=1,64$, $P=0,203$), vagy a korcsoportok ($F_{17,2}=0,73$, $P=0,484$) között.

Az üres és a nem üres gyomrok eloszlása nem különbözött lényegesen az egyes évszakokban ($\chi^2_3=1,97$, $P=0,578$). A gyomortartalom összetételének elemzése a táplálkozásvizsgálatról írt 5. fejezetben található.



102. ábra: A vidra gyomrok tartalmának súly szerinti eloszlása (adatok: LANSZKI et al. 2008)

Megvitatás. A vidra – több ragadozó emlőssel (pl. borzzal, vörös rókával, nyesttel) ellentétben – a bőre alatt és a hasúri szervei körül nem deponál jelentős mennyiségű zsírt az őszi időszakban. Még a szintén vízi életmódhoz alkalmazkodott fókáknál is 7-10 cm-es bőr alatti zsírréteget találhatunk. A vidra némi zsírt a farok körül raktároz. Vagyis a vidránál nincs nagy szerepe a subcutan zsírrétegnek, ami a vastag bőrével és a különleges, tömött szőrzetének kiváló hőszigetelő-képességével függ össze. Szőrzetének tömörségét jelzi, hogy egyetlen négyzetcentiméteren kb. 50.000 szőrszál található. Ennél már csak rokonának, a szinte egész életét vízben töltő tengeri vidrának (*Enhydra lutris*) sűrűbb a szőrzete kb. duplája, mint a mi vidránkének (áttekintette: KRUIK 1995).

Az őszi lehalásztást követően a halastavak szárazra állítása a halkészlet jelentős korlátozását jelenti (nincs víz és nincs hal). A táplálékcsökkenés természetes módon is bekövetkezik, mert a növényevő és mindenevő halak többsége elvermel, bár ez a vidra számára csak részlegesen jelent korlátot. Problémát jelent továbbá, hogy a nem halászati, vagy horgászati hasznosítású vizek halkészlete gyakran egész évben alacsony, így ezek (például kis vízfolyások, lápok) puffer szerepe a téli, egyébként is táplálékban szegényebb időszakban mérsékelte. Ekkor a vidrák táplálékkereső útja hosszabbá válik. Bár a vizsgálatunkban évszaktól függően statisztikailag nem különbözött a vidrák kondíciója, biológiailag mégis szembevetendő, hogy a kondíció index összességében a legjobb és fokozatosan csökkent nyárig. A táplálékinálat mennyiségének és összetételének szezonális változása a kondíció hullámzásában közrejátszik. Például a lehalásztásokat követő téli és tavaszi időszakban a vidra számára optimális haltáplálékot akár jelentős részben szükségesszerűen más, nem optimális zsákmányállatok (kétéltűek, hullók, gerinctelenek) helyettesítik, melyek megszerzése több időt, nagyobb energia befektetést igényel (KRUIK 1995). További befolyásoló tényező lehet a párosodás, melynek időbeli alakulása bár nem szezonális, de főként tél végére, tavasz elejére esik, ekkor a vidrák többet mozognak. A kölyöknevelés elsősorban nyáron jelent nagyobb megterhelést a nőstények számára.

Bár összességében mindkét ivar jó kondícióval jellemezhető, soványabb egyedek különösen a nőivarban, valamint a korosztályokat tekintve a fiatalok között fordultak elő gyakrabban. A fiatal korosztályban a mintaszámok alacsonyak (100. ábra) messzemenő következtetés levonásához. Ezek az adatok (KI és zsírdepozíció különbségek) azonban a fiatal korosztály fokozott veszélyeztettségére hívják fel a figyelmet. A kondíció indexben az ivarok közötti, valamint az elpusztulás okai közötti különbségek (később részletezve) hasonlóak voltak KRUIK (1995) shetlandi tapasztalataihoz. Kruuk tapasztalata szerint, az 1-es körüli (1 feletti) kondíció index értékkel rendelkező vidrák kondíciója tekinthető normálisnak, míg az ennél kisebb KI érték gyenge kondíciót jelez.

A vidra kondíciójának elbírálási problémáját jelzi, hogy a kondícióról a kondícióindex (KRUUK 1995) számítása pontosabb képet ad, mint a lágyéktájékon a bőr alatti zsírmennyiség pontozása vagy a vesezsír index, mely más ragadozó emlősök esetében elfogadott módszer. A vidrán vese körüli zsír nem mérhető.

Az üres, valamint a kevés (50 grammnál kevesebb) prédát tartalmazó gyomrok magas aránya (az esetek közel háromnegyede) azt jelzi, hogy a táplálékot kereső (éhes) példányok esetleg inkább a gépkocsi forgalom áldozatává.

c) Mortalitási okok

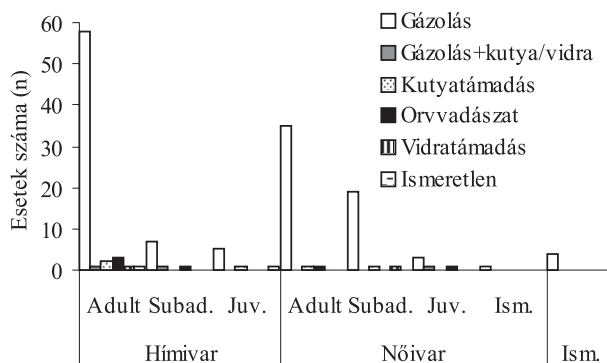
Leggyakoribb elhullási ok a gépkocsi gázolás volt (13. táblázat). E mellett összetett okok, így gépkocsi gázolás és kutya, vagy gépkocsi és vidra (elkülönítés a harapásnyomok és a szemfog távolság alapján) is előfordult. A vidrák pusztulását okozó tényezők között a törvénybe ütköző orrvadászat (lelövés sörétes puskával, agyonverés) is szerepelt. Egy, a fején megsérült nőtény vidra feltehetően napokig, esetleg hetekig élt a bántalmazást követően, majd véstesen lesóványodva pusztult el. Kutya és ember együtt (harapásnyom a vidratesten, és ütések a koponyán), illetve kutyatámadás (függetlenül attól, hogy kóbor-, vagy irányított eb) több esetben is okozta vidrák pusztulását. Egy-egy esetben előfordult varsába fulladás és feltehetően (nem bizonyítható) mérgezés is. A nem feltétlen emberfüggő, egyéb elhullási okok között a vidratámadás és a megbetegedés egy-két alkalommal szerepelt.

Az elhullási okokat ivaronként és korcsoportonként, a 103. ábra szemlélteti. A különböző elhullási okok mindkét ivarban és mindhárom korcsoportban előfordultak. A hímek és nőtények aránya 56:44% volt, vagyis a hímek gyakrabban estek áldozatul.

Mindkét ivarban jellemző volt, hogy a gépkocsi gázolás miatt elpusztult vidrák (átlag \pm SE, hímivar: KI=1,29 \pm 0,03, nőivar: KI= 0,94 \pm 0,03), az egyéb okok miatt elpusztult vidrákhoz (hímivar: KI=1,04 \pm 0,08, nőivar: KI=0,67 \pm 0,09) hasonlítva, lényegesen magasabb kondíció index-értékkel rendelkeztek (kétmintás t-teszt, P<0,01 mindkét ivarban). Hasonló tendenciát találtunk a zsírdépozíció esetében is (gépkocsi gázolás, hímivar: 1,67 \pm 0,05 pont, nőivar: 1,64 \pm 0,07 pont; egyéb okok, hímivar: 1,36 \pm 0,13 pont, nőivar: 1,25 \pm 0,21 pont, hímivar: P<0,05, nőivar: P=0,077). A nőivar esetében tehát a különbség nem volt szignifikáns.

13. táblázat: A vizsgálatban szereplő vidrák elhullási okai (adatok: LANSZKI et al. 2007, 2008)

Elhullási ok	Eset	%
Gépjármű	132	88,0
Gépjármű/kutya	2	1,3
Gépjármű/vidra	1	0,7
Lelövés	2	1,3
Agyonverés	1	0,7
Ember és kutya	1	0,7
Kutyatámadás	5	3,3
Mérgezés (?)	1	0,7
Varsába fulladt	1	0,7
Vidratámadás	2	1,3
Betegség (?)	1	0,7
Ismeretlen	1	0,7
Összesen	150	



103. ábra: Vidra elhullási okok gyakorisága ivaronként és korcsoportonként (adatok: LANSZKI et al. 2007, 2008)

Megjegyzés: Subad – subadult, Juv. – Juvenilis, Ism – ismeretlen.

Megvitatás. A vizsgálatunkban szereplő elhullási okok között leggyakrabban (90%) gépkocsi gázolás vagy gázolással összefüggő ok szerepelt. KRUIK és CONROY (1991) shetlandi vizsgálataiban, a miénkhöz hasonló (n=113) mintaszám mellett, az esetek „mindössze” 49%-ában fordult elő gépkocsi gázolás, 5%-ban kutya, vagy vidratámadás és gyakori (46%) volt a különböző betegségek miatti elhullás. Németországban (n=1067 vidra) leggyakoribb (69,9%) vidra elhullási ok a gépkocsi- (ritkán vonat-) gázolás volt (HAUER et al. 2002). E mellett előfordult betegség (6,6%), varsába fulladás (6%), orvvadászat (4,1%), és egyéb okok, pl. mérgezés, kutyatámadás, elektromos kerítés, hajóval ütközés, jég alá fulladás, elektromos halászat, stb. Dániában az 1970-es, 1980-as években még a halfogó varsák okoztak leggyakrabban vidrapusztulást. A varsák szájába helyezett keresztfa alkalmazásával a varsába fulladási esetek száma lecsökkent. Napjainkban Dániában is a közúti forgalom a legfontosabb veszélyeztető tényező, a gázolásos esetek száma drasztikusan megemelkedett (ELMEROS et al. 2006).

A hazai elhullási okokat bemutató adatok a gyűjtés szelektív jellegét, az orvvadászat rejtettséget, a megbetegedések ritkaságát jelzik. Az illegális elejtések száma nem ismert, mert az orrvadászotti állatok tetemei rejtve maradnak. Az orvvadászat előfordulását azonban a jelen vizsgálat alátámasztja. A gyűjtés jellegéből adódóan a kapott elhullási ok adatok elsősorban a hasonló körülmények között kapott eredményekkel vethetők össze reálisan. A gépkocsi gázolás és kutyatámadás együttes előfordulása (összetett ok) esetén ugyan nem dönthető el egyértelműen, hogy a gázolás előtt vagy után keletkeztek a harapásnyomok, de ezen vizsgált egyedek rosszabb kondíciója a kutya támadás – mint veszélyeztető tényező – jelentőségére utal. Ugyanis a lesóványodott egyedek könnyebben esnek kutya, másik vidra vagy ember áldozatává. A vizsgálat rámutat arra, hogy a gépkocsi forgalom éppen a jó kondícióban levő egészséges példányok közül szed áldozatot. A több vidra pusztulását okozó „veszélyes” útszakaszokon és pontokon (így pl. a Szegedi Fehér-tó mentén, a Kis-Balaton Balatonhídvég-pusztai hídjánál, a Zala folyó felett a 67-es főúton, stb.) mielőbb modell jellegű vidraátjárók és egyéb berendezések (pl. vidravészélyt jelző táblák, prizmák, pl. GROGAN et al. 2001) kiépítése és tesztelése javasolt. (További részletek a 6 fejezetben találhatóak.)

d) Sérülések, egészségi állapot, szervsúlyok

Itt a vidrák elpusztulását nem közvetlenül kiváltó sérüléseket tekintjük át. Az előfordult sérüléstípusok közül a talp- és a karomsérülések voltak statisztikailag értékelhetők. Hímivarban (n=78 értékelhető vidra) 13 esetben, nőivarban (n=65 értékelhető vidra) 11 esetben fordult elő talpsérülés; továbbá hímivarban 10, nőivarban 9 esetben találtak karomsérülést. Ezek apró (2-3 mm hosszúságú) sérülések voltak. Nem volt a talpsérülés és a testtömeg (kétmintás t-próba, $t_{105}=0,27$, $P=0,789$), a talpsérülés és a KI ($t_{102}=0,75$, $P=0,455$), vagy a talpsérülés és a zsírdepozíció ($t_{121}=0,18$, $P=0,854$) között szoros összefüggés. Hasonlóképp nem volt összefüggés a karomsérülés és a fenti három tulajdonság között (kétmintás t-próba, $t_{105}=0,60$, $P=0,526$, $t_{102}=0,08$, $P=0,935$ és $t_{121}=0,45$, $P=0,652$, sorrendben). Az ivarok közötti különbség sem a talpsérülések (Chi-négyzet teszt, $\chi^2=0,002$, $P=0,967$), sem a karomsérülések szerint ($\chi^2=0,032$, $P=0,857$) nem volt szignifikáns. Ezek az apró sérülések nincsenek lényeges hatással a vidrák kondíciójára.

A vidra vízhez kötődő életmódjával lehet összefüggésben, hogy a vizsgált vidrákon külső parazitákat például MADSEN et al. (1991) vizsgálatához hasonlóan egyetlen esetben sem találtak. Az elhullási okok között mindössze egy esetben fordult elő megbetegedés: tüdőgyulladás, továbbá egy vidrában találtak vesekövet.

Megvitatás. A vonatkozó külföldi irodalom számos parazitát, vírusos, baktériumos eredetű megbetegedést említ. KRUUK és CONROY (1991) Skóciában vizsgált vidrákban gyomorvérzést, májgyulladást, tüdőgyulladást ír le. MADSEN et al. (1999) Dániában galandférgeseket, szopornyicát, tüdőgyulladást, hashártyagyulladást, Streptococcus fertőzést, vesekövet, epekövet, májgyulladást, mellékvese megnagyobbodást, tumort a lépben és a belekben, köldöksérvet, vakságot jegyzett le. HAUER et al. (2002) Németországban vizsgált vidrákban tüdőgyulladást, vérszes lesoványodást (senyveséget), gyomor és bélfertőzést, vérmérgezést, hashártyagyulladást, nem pontosított vírusos betegségeket, koszorúér elégtelenséget, gyomor perforációt, vízfejűséget, májlebeny csavarodást, tumort, székrekedést, vérrögképződést ír le. Ezek a megbetegedések a jövőben vizsgált hazai példányok esetében is előfordulhatnak. Az eddig vizsgált hazai vidrákra összességében jó egészségi állapot volt jellemző.

Szervsúlyok

A vidrák egyes belső szerveinek átlagsúly, valamint szervsúly index mintázatát korosztálytól és ivartól függően a 14. táblázat tartalmazza. Általánosságban jellemző, hogy az összevont subadult és juvenilis (éretlen) korosztályban nagyobbak voltak a szervsúly indexek, mint az adult korosztályban. Azonban, a korosztályok közötti különbség csak a hímivarban, az alábbi szervek esetében volt szignifikáns: máj (kétmintás t-próba, $t_{43}=5,14$, $P<0,0001$), vese ($t_{53}=2,14$, $P<0,05$), mellékvese ($t_{56}=3,92$, $P<0,001$) és tüdő ($t_{48}=2,42$, $P<0,05$). A nőivarban nem volt korosztálytól függő jelentős különbség ebben a tulajdonságban.

Az adult korosztályt alapul véve, a nőivarban tendenciózusan nagyobbak voltak a szervsúly indexek, azonban az ivarok között nem volt szignifikáns a különbség a szív (kétmintás t-próba, $t_{69}=0,04$, $P=0,966$), a máj ($t_{52}=1,92$, $P=0,059$), a lép ($t_{58}=0,71$, $P=0,477$), a pajzsmirigy (hímivar: n=45, $0,183\pm 0,011$ g/kg, nőivar: n=22, $0,207\pm 0,013$ g/kg, $t_{65}=1,31$, $P=0,196$) és a tüdő esetén ($t_{58}=0,09$, $P=0,931$). Az ivarok közötti különbség mindössze a vese ($t_{68}=3,06$, $P<0,01$) és a mellékvese esetén volt szignifikáns ($t_{67}=2,117$, $P<0,05$). Vesekövet egy halastórendszer közelében gyűjtött, rossz kondíciójú (KI=0,84) adult nőtény vidrában találtak.

14. táblázat: Hazai post mortem vizsgált vidrák belső szerveinek súlya és szervsúly indexe (adatok: LANSZKI et al. 2008)

Szerv	Kor csop.	Szervsúly (g)				Index (g/kg)			
		Hímek		Nőtények		Hímek		Nőtények	
		N	Átlag±SE	N	Átlag±SE	N	Átlag±SE	N	Átlag±SE
Szív	1	50	69,3±1,95	28	48,6±1,34	46	8,1±0,14	26	8,0±0,19
	2	7	52,7±4,39	16	37,0±1,11	7	8,5±0,52	15	8,0±0,29
	3	6	21,8±4,21	5	21,6±4,84	6	7,7±0,84	5	8,3±1,10
Máj	1	36	285,0±10,22	22	229,7±11,64	34	34,3±1,10	21	37,6±1,87
	2	7	285,1±35,79	14	180,8±15,17	7	45,2±4,07	14	38,7±2,09
	3	4	157,0±17,07	5	109,3±20,95	4	53,1±5,38	5	42,7±2,85
Lép	1	41	39,7±2,04	24	29,5±1,89	38	4,5±0,22	23	4,7±0,27
	2	7	29,4±4,71	12	24,2±2,73	7	4,7±0,67	12	5,0±0,47
	3	4	10,7±4,51	4	8,6±1,75	4	3,2±0,78	4	3,0±0,16
Tüdő	1	40	125,7±5,77	25	90,9±5,57	37	15,2±0,90	24	15,0±1,04
	2	7	123,6±18,64	15	81,2±4,63	7	20,1±2,87	15	17,7±0,98
	3	6	51,5±6,97	5	45,9±11,26	6	19,1±2,20	5	18,1±2,64
Vese	1	47	31,3±0,73	29	25,5±0,61	43	3,7±0,13	28	4,3±0,11
	2	7	25,7±2,57	14	19,2±0,73	7	4,2±0,39	14	4,3±0,22
	3	5	12,6±1,46	5	12,6±2,38	5	4,5±0,28	5	5,1±0,45
Mellék- vese	1	47	0,51±0,020	28	0,43±0,027	44	0,06±0,003	26	0,07±0,006
	2	7	0,40±0,064	15	0,28±0,018	7	0,07±0,011	15	0,06±0,007
	3	5	0,22±0,029	5	0,23±0,053	5	0,08±0,009	5	0,09±0,015
Csecsemő -mirigy	1	40	5,38±0,623	30	4,71±0,653	38	0,61±0,069	26	0,79±0,125
	2	7	5,58±1,910	15	5,17±0,962	7	0,88±0,304	14	1,12±0,227
	3	6	1,80±0,532	5	1,93±0,984	6	0,76±0,273	5	0,92±0,538

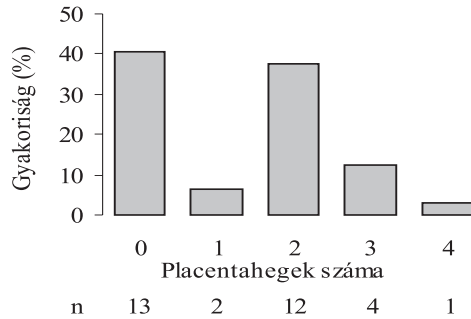
Megjegyzés: korcsoportok: 1 – adult (kb. 2 évnél idősebb), 2 – subadult (1-2 éves), 3 – juvenilis.

Megvitatás. A szervsúly mérési adatoknak, illetve a testsúly figyelembe vételével számolt szervsúly indexeknek a magyarországi vidraállomány alapmintázat leírásában, a faj pontosabb megismerésében van szerepe. Az eurázsiai vidráról tudomásunk szerint ilyen alapmintázatot még nem írtak le, csak közeli rokonán, a kanadai vidrán (*Lontra canadensis*) ismert (HARDING és ELLIOTT 1996). A szervsúly indexek elsősorban a nagyobb földrajzi léptékben (pl. különböző életföldrajzi régiókban, vagy különböző alfajok esetében) gyűjtött adatok összehasonlító vizsgálatában, vagy a hosszú távú monitorozásban lehetnek érdekesek.

e) Szaporodásbiológia

Nőivarú vidrák reprodukciós tulajdonságainak vizsgálata

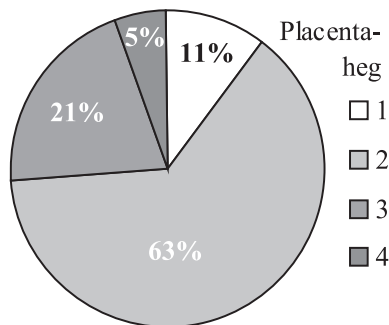
Adult korosztályban, az összes vizsgált egyed (n=32) alapul véve átlagosan 1,31 placentaheget számláltunk a méhszarvakban (104. ábra). A szaporodóképes (adult) nőstények 40,6%-ban nem találtunk placentaheget, vagy embriót, vagyis ezek a példányok a vizsgálat előtti kb. egy évben nem vemhesültek (pontosabban implantáció nem történt). Hat adult nőstényben nem volt lehetőség vizsgálatra a hiányzó, vagy roncsolt méh miatt.



104. ábra: Adult vidrák placentaheg szám szerinti eloszlása (adatok: LANSZKI et al. 2008)

Magzatokat két esetben találtunk a méhszarvakban. Az egyik nőtény vidrának három magzata lehetett (áprilisi elgázolás: bal oldali méhszarvban 1, jobb méhszarvban 2, de a jobb oldali méhszarv hiányos volt). A másik nőtény kettő magzattal volt vemhes (júniusi minta, magzatsúlyok: 87,9 g és 92,3 g), ezt a kölykezés előtt gázolták el. Egy esetben egy régi, mumifikálódott magzatot találtunk (szeptemberi minta). Egy placentaheg (feltételezve egy kölyök) 6,2%-ban, két placentaheg, ill. magzat 37,5%-ban, három placentaheg, ill. magzat 12,5%-ban, és négy placentaheg 3,1%-ban fordult elő.

A méhszarvakban számlált (ténylegesen előfordult, vagyis a korábban nem vemhesültek nélkül) placentahegek, illetve embriók száma szerinti eloszlást a 105. ábra szemlélteti. A korábban kölykezett, vagy vemhes nőtényeket alapul véve ($n=19$ egyed) $2,21 \pm 0,16$ placentaheg fordult elő. A vadon élő vidrapopulációban a kölykezési alomszám tehát leggyakrabban kettő és három között lehet.

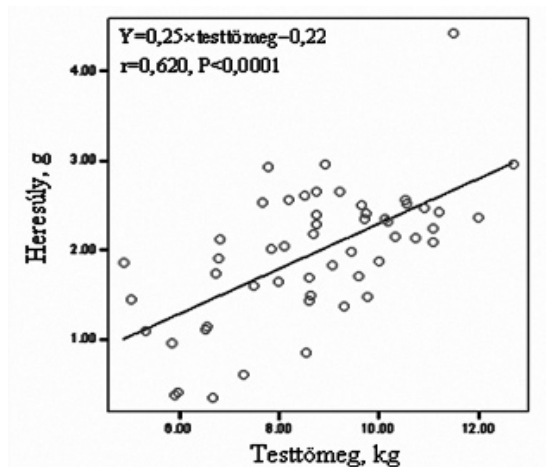


105. ábra: Hazai vidrák alomszám szerinti eloszlása (placentahegek és magzatok száma alapján) (adatok: LANSZKI et al. 2008)

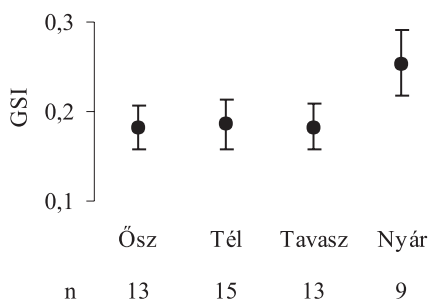
A szaporodás szezonalitása

A nőivarban a szaporodás évszakosságát az alábbiak szerint vizsgáltuk. A kölykezesek időpontját visszszámolással határoztuk meg a vemhes nőstények adatai, valamint a fiatalabb (2-3 hónapos) post mortem vizsgált juvenilis példányok kora alapján. E szerint, a vizsgált állományban kölykezés bizonyíthatóan 1 esetben télen, 4 esetben tavasszal és 4 esetben nyáron fordult elő. Tejelválasztást négy vidrán tapasztaltunk, ezek közül egy-egy példány gyűjtése májusban, szeptemberben és decemberben, valamint egy példány összegyűjtése ismeretlen időpontban történt. Az aktív csecsbimbók száma (2, 2, 3 és 4) megegyezett a placentahetek számával, mely kettő (0+2 és 1+1 placentaheg a bal és a jobb méhszarvban), három (2+1) és négy (1+3) volt.

A hímivarban a reprodukció szezonálisát az adult vidrák ($n=50$) heresúly/testtömeg (gonado-szomatikus index, GSI) indexe alapján vizsgáltuk. Ennek a számításmódnak az alkalmazását az teszi lehetővé, hogy a here súlya és a testtömeg közötti összefüggés közepesen szorosnak bizonyult (106. ábra).



106. ábra: A testtömeg és a heresúly közötti lineáris regressió vidrában (adatok: LANSZKI et al. 2008)



107. ábra: A here/testtömeg (GSI) index évszakos alakulása (átlag±SE) vidrán (adatok: LANSZKI et al. 2008)

A kondíció index (KI) növekedésével szintén nőtt a heresúly, de az összefüggés kevésbé volt szoros (lineáris regresszió, heresúly = $1,18 \times KI + 0,41$, $r=0,358$, $P<0,01$).

Az adult korosztályban bár a legalacsonyabb GSI értéket összel (0,182) és a legmagasabb értéket nyáron (0,254) tapasztaltuk, az évszakok közötti különbség nem volt szignifikáns (ANOVA, $F_3=1,23$, $P=0,309$, 107. ábra).

Megvitatás. A szaporodás egyik lényeges jellemzője az alomnagyság, amely a vadon élő vidránál 1 és 4 (6) között változhat (pl. HARRIS 1968, KRUK 1995). A vizsgált közép-európai dús vízparti vegetáció feltétele mellett problémás (esetleges és nagy hibával terhelt) a vidra szaporodásának (pl. szaporodás időszaka, alomszám) közvetlen megfigyelése, ellentétben egyes tengerparti területeken nappal is aktív vidrák megfigyelésével (KRUK et al. 1987, 1991), vagy a mediterráneumban végzett felmérésekkel (RUIZ-OLMO et al. 2002).

Az elpusztultan talált vidrák placentaheg számlálására alapozott vizsgálatban kapott eredményünk azt jelzi, hogy a Magyarországon élő vidrák alomszáma leggyakrabban kettő és három között lehet, de a kettőhöz közelebb áll. Ezek a mérési adatok – közvetett jellegük ellenére – jól jelzik a valós alomszámot. Például, Németország keleti tartományában végzett részletes vizsgálatban (HAUER et al. 2002) a magyarországihoz hasonló, európai viszonylatban közepes alomszám értéket tapasztaltak (KRUK 1995, ELMEROS és MADSEN 1999, RUIZ-OLMO et al. 2002). HAUER et al. (2002) vizsgálati eredménye szerint a fejlődő és hanyatló corpora lutea számlálása alapján 2,77, ill. 2,55, az embriók száma alapján 2,27, a placentahegek számlálása alapján 2,39, a kölykök számlálása alapján 2,02 volt az átlagos alomszám.

Nem ismert, mi az oka annak, hogy az adult korosztályba sorolt (kb. 2 évnél idősebb) nőtények 40%-a nem kölykezett. Meglehet, többségében elütött vidrák elemzésén alapul a vizsgálat, ezeknek a kondíciója, egészségi állapota jobb volt, mint az egyéb okok miatt elpusztult példányoké. A vidrák ivarérettségüket mindkét ivarban életük második évében érik el (STUBBE 1969, CORBET és HARRIS 1991). Azonban a vizsgált nőtények egy része feltehetően ekkor még nem volt érett a szaporodásra (HAUER et al. 2002), vagy nem voltak láthatók a régi placentahegek, valamint egyéb okok, pl. beágyazódás előtti mortalitás, vagy elégtelen élőhelyi (forrás) feltételek (ERLINGE 1967), és más okok is közrejátszhattak abban, hogy a testméreteikben kifejllett nőtények között magas volt a nem szaporodók aránya.

A szaporodásukban szezonalitást mutató emlősök ivarszervei jelentős éven belüli ciklikusságot mutatnak (CHANIN 1985). Például a hímivarban a szaporodási időszakot követően a hereméret csökken, a spermiumtermelés befejeződik. A kanadai vidra szaporodása az eurázsiai rokonához viszonyítva jobban kötődik évszakhoz, a hereméret tavasszal éri el maximumát (LIERS 1951). A vizsgálatunkban, a hímivar gonadoszomatikus indexének változása nem mutatott jellegzetes szezonális hullámzást, mely összhangban áll az e téren végzett kisszámú vizsgálat eredményével (HEGGBERGET és CHRISTENSEN 1994, SIDOROVICH és TUMANOV 1994, ELMEROS és MADSEN 1999). Ez azt jelzi, hogy a Kárpát-medencében élő vidrák szaporodóképessége más mérsékelt éghajlatú Európai területekhez hasonlóan, egész évben fennmarad.

Post mortem vizsgálatnál a nőivarban (a placentahegek alapján) nem határozható meg pontosan a kölykezés időszaka. Továbbá a szaporodás szezonális megállapításában az aktív csecsbimbókkal rendelkező nőtények gyűjtési időpontja is kevésbé vehető figyelembe, mert a vidra hosszú időn (8-12 hónap) keresztül is szoptathatja kölykeit (összegezte KRUK 1995). A vidrának négy csecsbimbója van. Biológiai érdekes összefüggés, hogy az aktív csecsbimbószám megegyezett a placentahegek számával. Vagyis annyi csecsbimbóból szoptak, ahány kölyök világra jött, így minden kölyök szá-

mára volt lehetőség egyidejű táplálkozásra. A nőtény vidra ivari ciklusa 40-45 nap. Vemhességi ideje, a számos más menyétféléhez hasonlóan viszonylag hosszú: 61-71 nap (STUBBE 1989, REUTHER 1993). Az eurázsiai vidránál nincs készletetett implantáció. (THOM et al. 2004). A kölykök csukott szemmel jönnek világra, testhosszúságuk 10-12 cm. Tejfogak a kölykezést követő 16. napon törnek elő, a kölykök szemei 15-41 nap után kezdenek kinyílni (REUTHER 1993). Szilárd táplálékot a 21-73. napon vesznek fel először. Teljes felnőttkori testméreteiket két éves korukra érik el. A fajra jellemző hosszú kölyöknevelés gátolja a vidra anya következő ivarzását (SIDOROVICH és TUMANOV 1994), de a táplálékforrás összességében nem korlátozó tényező olyan mértékben, hogy az a szaporodás szezonális jellegét okozná. Ezt támasztja alá, hogy az elpusztult gyűjtött fiatal vidrák kora alapján, a kölykezések többsége ugyan tavasszal és nyáron történt de téli kölykezés is előfordult. A vizsgálatunk során találtunk olyan elgázolt vidraanyát, mely rövidesen világra hozhatta volna a kölykeit.

f) Toxikus anyagok feldúsulása

Fémkoncentrációk

A vidrák májában mért fémkoncentráció értékeket a 15. táblázat foglalja össze.

Az ólom kivételével a nőivarban találtunk magasabb szöveti koncentráció értékeket (15. táblázat, 108. ábra), az ivarok közötti különbség azonban csak a cink esetében volt szignifikáns (MANCOVA, $F_{26,1}=6,52$, $P<0,05$).

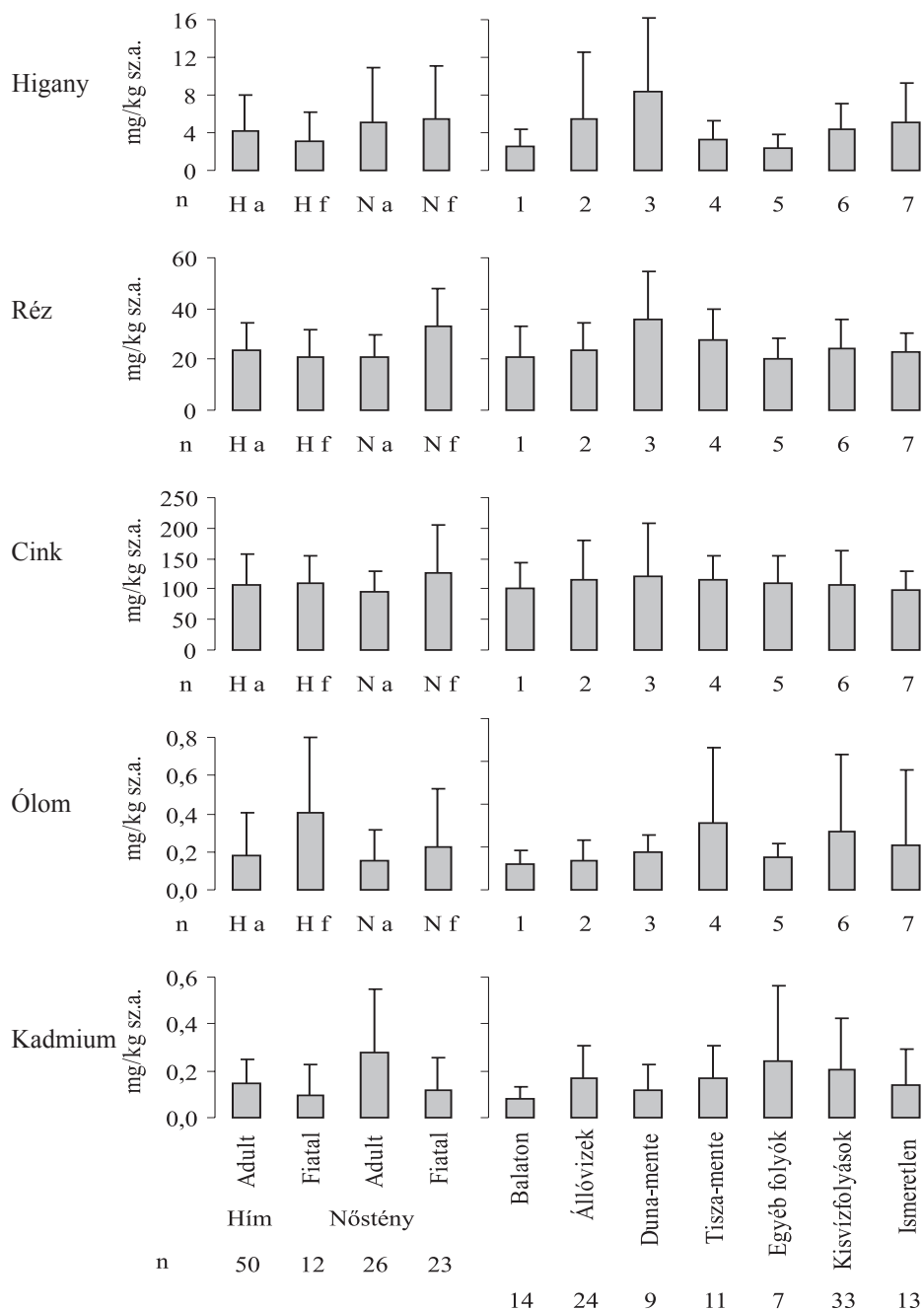
A kor értékelésénél (15. táblázat, 108. ábra), a viszonylag kis mintaszámmal reprezentált fiatal (juvenilis) és 1-2 éves (subadult) korcsoportokat összevontuk. Az adult vidrák májában szignifikánsan magasabb volt a higanykoncentráció (MANCOVA, $F_{26,1}=6,00$, $P<0,05$) és a kadmiumkoncentráció ($F_{26,1}=11,32$, $P<0,01$), mint az összevont, fiatalabb vidrákból álló korcsoportban. Ugyanakkor a fiatalabb vidrák májában volt magasabb a cinkkoncentráció ($F_{26,1}=6,45$, $P<0,05$). A réz és az ólom szöveti koncentrációja nem szignifikáns mértékben, de az összevont fiatal vidra korosztályban volt magasabb ($P=0,785$ és $P=0,352$, 15. táblázat).

Egyes fémek esetében nagyon érdekes területi összefüggést találtunk. A Duna közvetlen közeléből származó vidrák májában szignifikánsan magasabb volt a higanykoncent-

**15. táblázat: Átlagos fémkoncentrációk hazai vidrák májában (n=111)
(adatok: LANSZKI et al. 2009)**

	Hg	Cu	Zn	Pb	Cd
Főátlag±SE ^a	3,85±0,54	23,84±1,25	99,75±5,55	0,213±0,030	0,150±0,019
Terjedelem	^b nd-29,54	nd-76,20	41,49-368,13	nd-1,383	nd-1,168
Meghatározási tartományon belül, %	96,4	98,2	100,0	48,6	56,8
Ivar ^c	1,26	3,30	3,48*	0,035	0,069
Korcsoport ^c	1,16*	6,32	17,91*	0,117	0,082**
Élőhely /terület/ ^c	5,87*	14,76*	19,25	0,193	0,163

Megjegyzés: ^a mg/kg száraz súly, ^b nem kimutatható, ^c a közölt adatok a vizsgált tényezőkön (ivar, korcsoport, terület) belül, az egyes csoportok közötti különbséget jelentik, * a csoportok közötti különbség szignifikáns: * $P<0,05$, ** $P<0,01$.



108. ábra: Fémek ivar, korcsoport és terület szerinti átlagos (±SD) koncentrációi hazai vidrák májában (n=111) (adatok: LANSZKI et al. 2009)

Megjegyzés: H – hím, N – nőstény, a – adult, f – fiatal (összevont juvenilis és subadult csoport).

ráció (MANCOVA, $F_{26,1}=2,22$, $P<0,05$) és a réz koncentráció ($F_{26,1}= 2,26$, $P<0,05$), mint a többi mintában (15. táblázat, 108. ábra). Ebben az esetben legalacsonyabb koncentráció értékeket a Balaton környékéről származó vidramáj mintákban találtunk. Legmagasabb cink és ólom koncentrációkat a Tisza és a Duna közeléből származó vidrák májában mértünk. Érdekes, hogy legmagasabb kadmiumkoncentrációt pedig a kisebb folyókból származó vidra májmintákban találtunk. A legalacsonyabb koncentráció értékeket ezen három fém esetében is a Balaton környékéről származó mintákban mértük, de ezek esetében a területek közötti különbség nem volt statisztikailag alátámasztható ($P=0,350-0,662$, 15. táblázat). Érdekességként említjük, hogy a természetvédelmi oltalom alatt álló Kolon tavon (Duna-Tisza köze), egy vidratámadásban elpusztult vidrában három fém (Hg, Cu, Zn) koncentrációja is 2-3-szorosa volt az átlagnak.

A fémek vidra májban mért koncentrációja jellemzően növekedett az állatok kondíciójának romlásával (a kondíció index csökkenésével). A két tulajdonság közötti nem szoros, de negatív összefüggés a higany, a réz és a cink esetében statisztikailag alátámasztható volt (15. táblázat), míg az összefüggés az ólom ($P=0,209$) és a kadmium ($P=0,835$) esetében nem volt szignifikáns.

Pozitív összefüggést találtunk (16. táblázat) a higany és a réz, a higany és a cink, a higany és a kadmium, a réz és a cink, valamint a cink és az ólom vidra májmintákban mért koncentráció értékei között.

Különböző szövetek fémkoncentrációi

A különböző szövetekben mért koncentráció értékek közlése az irodalomban található adatokkal történő összevetés szempontjából lehet érdekes. Előfordult, hogy a vidrákból nem tudtunk májat, vagy vesét vizsgálni (pl. erősen sérült, hiányos példányokból) ezek esetében a combizmot mintáztuk meg. A májhoz viszonyítottuk a más szervekből származó szövetminták fémkoncentrációit (17. táblázat). A higany szöveti koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a májban, mint a vesében ($t_{108}=4,73$, $P<0,0001$), és nagyobb volt a májban, mint az izomban ($t_9=3,94$, $P<0,001$). A réz szöveti koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a májban, mint vesében ($t_{108}=14,32$, $P<0,0001$), és nagyobb volt a májban, mint az izomban ($t_9=4,23$, $P<0,001$). A cink szöveti koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a májban, mint vesében ($t_{107}=12,68$, $P<0,0001$), nem volt szignifikáns eltérés a májban és az izomban mért értékek között ($t_8=1,64$, $P=0,136$). Az ólom szöveti koncentrációja nem különbözött lényegesen a májban és a vesében ($t_9=0,29$, $P=0,781$), hasonlóképp a májban és az izomban sem különbözött ($t_{10}=0,29$, $P=0,781$). A kadmium szöveti koncentrációja a vesében nagyobb volt, mint a májban ($t_9=3,01$, $P<0,05$), a májban nem volt szignifikánsan nagyobb, mint az izomban ($t_9=2,14$, $P=0,061$).

16. táblázat: Hazai vidrák májában (n = 111) mért fémkoncentrációk és a kondíció index összefüggése (adatok: LANSZKI et al. 2009)

Tulajdonság	Spearman korreláció (r_s)				
	Hg	Cu	Zn	Pb	Cd
Kondíció index	-0,198*	-0,208*	-0,390**	-0,120	-0,020
Cu	0,400***				
Zn	0,356**	0,420***			
Pb	0,069	0,146	0,307**		
Cd	0,363***	0,004	0,070	-0,103	

Megjegyzés: az összefüggés szignifikáns: * $P<0,05$, ** $P<0,01$, *** $P<0,001$.

17. táblázat: Különböző vidra szervek fémkoncentrációja

Szerv- minta	Hg mg/kg n.a.	Cu	Zn	Pb	Cd
Máj	1,451	7,39	32,96	0,142	0,059
Vese	0,991	3,10	18,90	0,162	0,109
Izom	0,427	2,77	38,40	0,050	0,010

Megjegyzés: n.a.— nedvesanyag.

g) Hazai mérések nemzetközi összevetésben

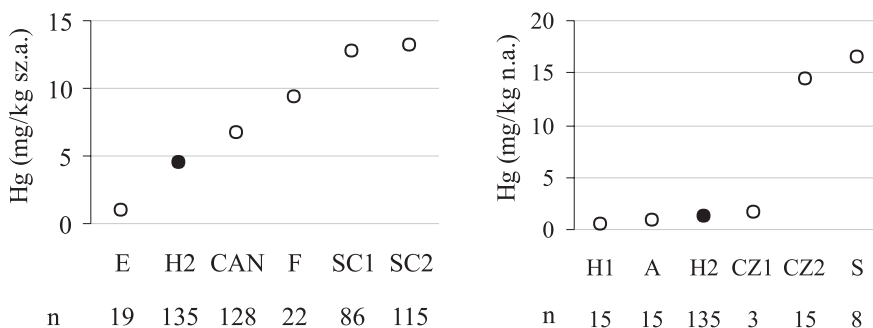
A vizsgálatokat elsősorban azokban az országokban végezték, ahol a környezetszennyezés jelentős volt az elmúlt 50 évben és/vagy a vidraállomány csökkenését tapasztalták. Számos publikáció jelent meg a szennyező anyagok hatásairól vidrában, illetve más menyétfélékben (pl. SMIT et al. 1998, SHORE et al. 2000).

A nemzetközi összevetésben, a vidra esetében leggyakrabban vizsgált májszövetben kapott adatokat vettük alapul. Ebben a hazai programunkban vizsgált vidrák öt fémre vonatkozó vizsgálati eredménye szerepel. Az összehasonlíthatóság érdekében a higany szöveti koncentrációjánál külön a szárazanyagra, és külön a nedves anyagra számított hazai értékeket is elhelyeztük a nemzetközi adatok között. Ennek az az oka, hogy a külföldi közlemények vagy egyik, vagy másik számításmód szerint közlik az eredményt (ha a szárazanyag tartalom nem ismert, akkor az átszámítás nem végezhető el).

Lényeges, hogy az egyes országoknál közölt átlagos értékek nem feltétlenül reprezentálják a teljes országot (vagy régiót), mindössze a mintagyűjtésben szereplő területek környezetminőségére adnak információt.

A *higany* erősen mérgező fémes elem, a táplálékláncban feldúsul. Elsősorban a csúcsragadozók – mint amilyen a vidra is – veszélyeztetettek a higanymérgezés miatt. Leggyakoribb származása: műszer- és gyógyszeripar, fakonzerválás, magok csávázása, aranybányászat (arany szeparálásra), stb. A problémafelvetésnél említettük, hogy a higany koncentrációja a szövetekben a kor előrehaladtával feltehetően nő és súlyos hatással van az állatok egészségi állapotára. A méhlepényen is átjut, és a magzatban fejlődési rendellenességet okozhat. A higany közvetlenül az idegrendszerre is hat, sói vesekárosodást okozhatnak. Kísérletes úton O'CONNOR és NIELSEN (1981) kanadai vidrán, májban mért 33 mg/kg nedves anyagra számított methyl-higany koncentráció mellett tapasztalt klinikai mérgezést, vagy elhullást. Ugyanakkor, Washington Államban találtak olyan egészséges vidrát, amelynek a májában a higanykoncentráció igen magas, 148 mg/kg volt szárazanyagra számítva (47 mg/kg nedves anyag, GROVE és HENNY 2008). Két Shetlandon élő vidra májában 30 mg/kg sz.a. feletti higanykoncentrációt mértek, ezeknél a higanymérgezés tüneteit, így mozgáskoordinációs és végtagmozgási zavart (ataxia) figyeltek meg (KRUIK és CONROY 1991). Általánosságban, a vidra májban kritikus értéknek minősül a kb. 30 mg/kg sz.a. higanykoncentráció.

A vizsgált hazai vidrák májának higanykoncentrációja nemzetközi összehasonlításban (109. ábra) alacsony, vagy közepesen alacsony volt, lényegesen a kritikus érték alatt alakult. Az európai (és esetenként a kanadai vidrára vonatkozó) vizsgálatokban nagyon változatosak az eredmények. A vidramájban mért átlagos higanykoncentráció szárazanyagra számítva, a miénktől alacsonyabb (0,99 mg/kg) volt Spanyolországban (RUIZ-OLMO et al. 2000), magasabb (9,5-12,8 mg/kg) Franciaországban (RUIZ-OLMO et al.



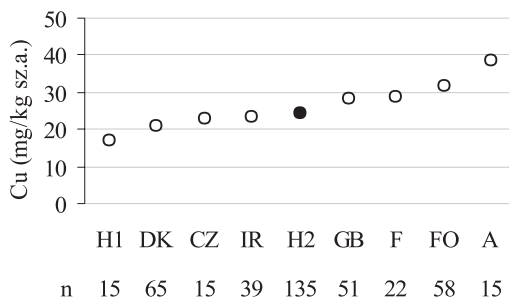
109. ábra: Vidra májban mért higanykoncentrációk

Forrás: E: RUIZ-OLMO et al. (1997), CAN (*Lontra canadensis*): MIERLE et al. (2000), F: LAFONTAINE (1995), SC1 (Skócia): KRUUK és CONROY (1991), SC2 (Skócia): KRUUK (1995), H1, A és CZ2: GUTLEB et al. (1998), CZ1: DULFER és ROCHE (1998), S: OLSSON et al. 1981 (cit. GUTLEB 2001), H2: LANSZKI et al. 2009, n: mintaszám.

2000), Skóciában (KRUUK és CONROY 1991), valamint a kanadai vidrában (14,0-31,3 mg/kg, HALBROOK et al. 1994, FORTIN et al. 2001). A vidra májban mért átlagos higanykoncentráció nedves anyagra számítva, a miénktől alacsonyabb (0,65-1,01 mg/kg) volt a korábbi hazai, valamint az Ausztriában élő vidrákon végzett vizsgálatban, és magasabb (1,70-16,50 mg/kg) volt Csehországban és Svédországban (GUTLEB et al. 1998).

A legmagasabb mért értékkel jellemzett vidra téli időszakban egy holtág jegén (Harcás-zug, KMNPI működési területe) pusztult el, lesoványodva, vidratámadás áldozataként. A májában mért higanykoncentráció elérte a kritikus szintet (29,5 mg/kg. sz.a.). Egy másik vidra (Szigetköz, F-HNPI) április elején vérszenes lesoványodott állapotban vált orrvadász áldozatává, a májában mért Hg koncentráció szintén magas volt (23,2 mg/kg sz.a.).

Kritikus rézkoncentráció értékre vonatkozó adatot nem találtunk az irodalomban. Legmagasabb vidramájban mért rézkoncentrációként 63,2 mg/kg (sz.a.) értéket jegyeztek le Írországból, 70,0 mg/kg koncentrációt mértek dániai vidrában, és 78,5 mg/kg értéket írtak le Nagy-Britanniából (MASON és STEPHENSON 2001), továbbá igen magas,



110. ábra: Vidra májban mért rézkoncentrációk

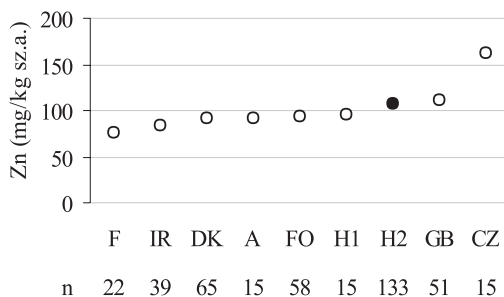
Forrás: H1, CZ és A: GUTLEB et al. (1998), DK, GB és IR (Írország): MASON és STEPHENSON (2001), FO (Fehéroroszország): SIDOROVICH (2001), H2: LANSZKI et al. 2009, n: mintaszám.

128,3 mg/kg rézkoncentráció értéket mértek egy ausztriai vidra májában (GUTLEB et al. 1998). A hazai átlagérték nemzetközi összehasonlításban közepes (110. ábra). A vidra májban mért átlagos rézkoncentráció alacsonyabb (17,1-23,1 mg/kg) volt a korábbi hazai vizsgálatban (n=7 vidra, GUTLEB et al. 1998), Dániában (MASON és STEPHENSON 2001), Csehországban (GUTLEB et al. 1998), és hasonló értékeket mértek Írországban (MASON és STEPHENSON 2001). Magasabb (28,3-38,7 mg/kg) átlagos koncentráció értékeket mértek Nagy-Britanniában (MASON és STEPHENSON 2001), Franciaországban (RUIZ-OLMO et al. 2000), Fehéroroszországban (SIDOROVICH 2000) és Ausztriában (GUTLEB et al. 1998).

Kiugróan magas értéket (65,9 mg/kg) találtunk egy Őrségből (Zala folyó mentéről) származó, kutya által megölt vidra májában. Magas értéket (58,2 mg/kg) mértünk egy gépjármű gázolás miatt elpusztult vidrában (KMNPI), továbbá az egyetlen mérgezésre visszavezethető ok miatt elpusztult vidrában. Ez utóbbi vidra májának rézkoncentrációja 53,9 mg/kg volt, és nyáron, egy öntözőcsatornában pusztult el (HNPI). Mindegyik esetben jellemző volt a normálisnál gyengébb kondíció.

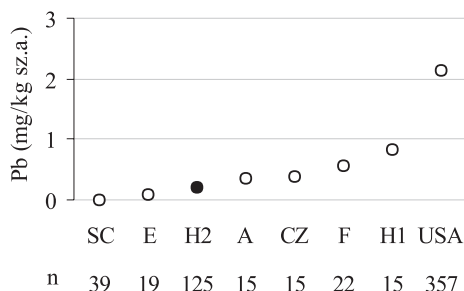
Szintén nem találtunk a *cink* vidra szövetekben mért koncentrációjára vonatkozó kritikus érték megjelölést. Legmagasabb vidramájban mért koncentrációként 531,9 mg/kg sz.a. koncentráció értéket jegyezték le Nagy-Britanniában, 276,0 mg/kg-ot Írországban és 276,0 mg/kg koncentráció értéket Dániában élő vidrákban (MASON és STEPHENSON 2001). A hazai átlagérték nemzetközi összevetésben közepesnek, vagy közepesen magasnak minősíthető (111. ábra). A vidramájban mért átlagos cinkkoncentráció alacsonyabb (77,3-95,0 mg/kg) volt Franciaországban (RUIZ-OLMO et al. 2000), Írországban és Dániában (MASON és STEPHENSON 2001), Ausztriában (GUTLEB et al. 1998), Fehéroroszországban (SIDOROVICH 2000), hasonló (96,2 mg/kg) koncentráció értékeket mértek a korábbi hazai vizsgálatban (GUTLEB et al. 1998), és magasabb (111,7 és 162,4 mg/kg) koncentrációkat találtak Nagy-Britanniában (MASON és STEPHENSON 2001) és Csehországban (GUTLEB et al. 1998).

A legmagasabb cinkkoncentráció értéket (368, 1 mg/kg. sz.a.) egy sovány, kutyatámadásnak áldozatul esett vidrában mértük, melyet nyár végén találtak a Hévízi-csatornában (BFNPI). Szintén magas cinkkoncentráció értéket (347,1 mg/kg sz.a.) mértünk a már említett szigetközi vidrában. Hasonlóan magas értéket más vidrákban nem mértünk.



111. ábra: Vidra májban mért cinkkoncentrációk

Forrás: F: LAFONTAINE (1995), H1, CZ és A: GUTLEB et al. (1998), DK, GB és IR (Írország): MASON és STEPHENSON (2001), FO (Fehéroroszország): SIDOROVICH (2001), H2: LANSZKI et al. 2009, n: mintaszám.



112. ábra: Vidra májban mért ólomkoncentrációk

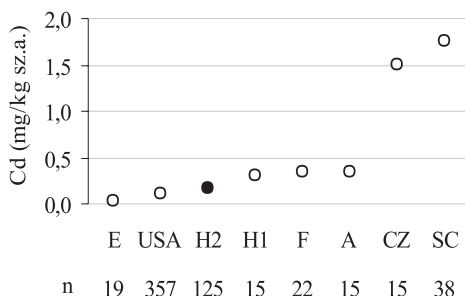
Forrás: SC (Skócia): KRUIK és CONROY (1991), E, F: RUIZ-OLMO et al. (1997), A, CZ és H1: GUTLEB et al. (1998), USA (*L. canadensis*): cit. MASON és MACDONALD (1986), H2: LANSZKI et al. 2009, n: mintaszám..

Az ólom és a kadmium, a higanyhoz hasonlóan súlyosan toxikus fémek. Az ólom közvetlenül az idegrendszerre hat, továbbá károsítja a vérképzést és a veséket, a kadmium a veséket.

Legmagasabb vidramájban mért ólomkoncentrációként 1,58 mg/kg sz.a. értéket írtak le Franciaországból (LAFONTAINE 1995) és 2,2 mg/kg értéket korábbi hazai vizsgálatban (GUTLEB et al. 1998). A hazai vidrák májában mért átlagos ólomkoncentráció nemzetközi összehasonításban alacsony volt (112. ábra). A vidramájban mért átlagos ólomkoncentráció alacsonyabb (<0,25 mg/kg) volt Skóciában (KRUIK és CONROY 1991) és Spanyolországban (RUIZ-OLMO et al. 2000), míg a miénknél magasabb (0,37-0,83 mg/kg) koncentráció értékeket találtak Ausztriában, Csehországban és a korábbi hazai vizsgálatban (GUTLEB et al. 1998), valamint Franciaországban (RUIZ-OLMO et al. 2000).

Az 1 mg/kg feletti értékkel jellemzett négy hazai vidra kondíciója normális volt, gépjármű gázolás áldozatául estek.

Legmagasabb vidra májban mért kadmium koncentrációként 2,03 mg/kg sz.a. értéket írtak le Franciaországból (LAFONTAINE 1995), 5,42 mg/kg értéket Csehországból és 4,6 mg/kg értéket Ausztriából (GUTLEB et al. 1998). A vidramájban mért hazai átlagérték nemzetközi összehasonításban alacsony (113. ábra). A vidramájban mért átlagos kadmium koncentráció alacsonyabb (0,04 mg/kg) volt Spanyolországban (RUIZ-OLMO et al.

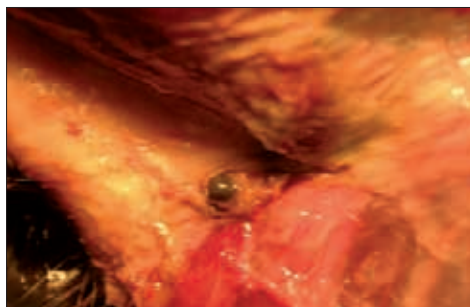


113. ábra: Vidra májban mért kadmiumkoncentrációk

Forrás: E: RUIZ-OLMO et al. (1997), USA (*L. canadensis*): cit. MASON és MACDONALD (1986), H1, A és CZ: GUTLEB et al. (1998), F: LAFONTAINE (1995), SC (Skócia): KRUIK és CONROY (1991), H2: LANSZKI et al. 2009, n: mintaszám.



114. ábra: Elgázolt vidra (fontos helyszín és dátum megjelöléssel ellátva, fotó: Varga Mátyás)



115. ábra: Orrvadászat áldozata (sörétezés)



116. ábra: Kutyatámadás áldozata



117. ábra: Szintén kutya ölte meg



118. ábra: Vak vidra
(az egyetlen világosbarna szőrzetű példány)



119. ábra: Mérgezésben elpusztult vidra



120. ábra: Karom- és ujjpárnasérülés



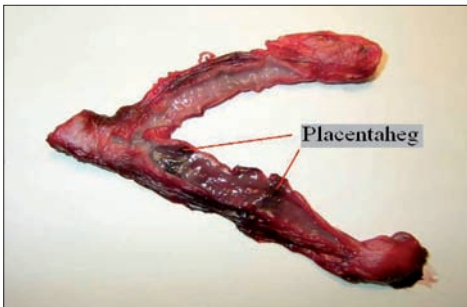
121. ábra: A vidra veséje papillás
(egy veseköves példány)



122. ábra: Vidra magzat
(magzati fejlődés korai stádiuma)



123. ábra: Vidra magzatok
(megszületés előtti héten)



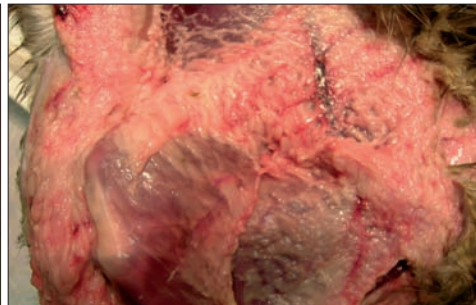
124. ábra: Placentahegek méhszarvban



125. ábra: Szoptató anya volt



126. ábra: Sovány vidra
(szinte nincs bőr alatti zsír)



127. ábra: Vidra esetében ez a legnagyobb
subcutan zsírréteg vastagság



128. ábra: Tanulságos a vidra gyomortartalom:
fejrágott keszegek, és kecskebéka



129. ábra: Vidra szövetminták fagyaszttva tárolása

2000), míg a miénknél magasabb (0,31-1,76 mg/kg) volt a korábbi hazai vizsgálatban (GUTLEB et al. 1998), Franciaországban (RUIZ-OLMO et al. 2000), Ausztriában, Csehországban (GUTLEB et al. 1998) és Skóciában (KRUUK és CONROY 1991).

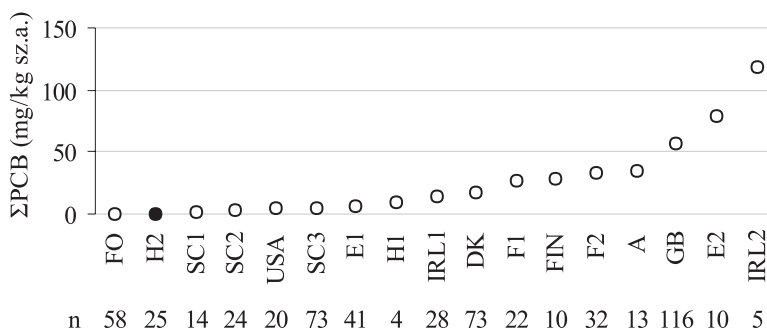
A legmagasabb májban mért koncentráció értékkel (1,17 mg/kg sz.a.) jellemzett hazai vidra kondíciója gyenge volt, ezt az Eger patak mellett gázolták el (BNPI).

PCB-k

A különböző szennyezőanyagok mennyiségének fokozottan védett fajok egészségre gyakorolt hatását nehéz közvetlenül mérni, a fajjal végzett állatkísérletek pedig etikailag vitathatók lennének. Laboratóriumi körülmények között bizonyították (JENSEN et al. 1977), hogy a PCB-k magas szöveti koncentrációja mellett a vidra modell fájának tekinthető amerikai nyerc szaporodása (nőivarban, 50 ppm felett, májban mérve) gátolt, de vidrában 4-5-szörös koncentráció mellett szaporodóképes egyedeket találtak (KRUUK 1995). A hazai vidrák átlagértéke nemzetközi összevetésben az első 25 vidra vizsgálat alapján igen alacsonynak bizonyult (130. ábra).

Összegzésként, a vizsgálatunkban magasabb higanykoncentrációt mértünk a nagyobb folyók mentén élő vidrák májában, a kifejlett vidrákban és a gyenge kondíciójú egyedekben, magasabb rézkoncentrációt tapasztaltunk a nagyobb folyók mentén élő és a gyenge kondíciójú egyedekben. Magasabb cinkkoncentrációt mértünk a nőivarban, a fiatal (nem érett) és a gyenge kondíciójú egyedekben, magasabb kadmium koncentrációt találtunk a kifejlett vidrákban. A jelen vizsgálatban májban mért átlagos fémkoncentráció és össz-PCB értékek általában közepesek, vagy alacsonyabbak voltak más európai vizsgálatok eredményeihez viszonyítva.

Az elpusztultan talált vidrák részletes post mortem vizsgálatával a hazai vidraállományról részletes, más módon nem, vagy csak magasabb költségráfordítással hozzáférhető ismereteket gyűjtöttünk. A vizsgálat eredménye reményeink szerint segíti a vidra élőhelyeinek megőrzését.



130. ábra: Vidra májban mért össz-PCB koncentrációk

Forrás: FO: SIDOROVICH (2001), SC1: MASON és REYNOLDS (1988), cit. SMIT et al. (1998), SC2: JEFFERIES és HANSON (2001), USA (Oregon): cit. MASON és MACDONALD (1986), SC3: KRUUK (1995), E1: RUIZ-OLMO et al. (1997), H1: GUTLEB (1995), IRL1 (Írország, agrárterület): MASON és O'SULLIVAN (1992), cit. SMIT et al. (1998), DK: MASON és MADSEN (1993), cit. SMIT et al. (1998), F1: LAFONTAINE (1995), FIN: SKARÉN (1988), cit. SMIT et al. (1998), F2: TANS et al. (1995), A: GUTLEB (1995), GB: KRUUK et al. (1993), cit. SMIT et al. (1998), E2: RUIZ-OLMO és LÓPEZ-MARTÍN (nem publikált adat), IRL2 (Írország, Cork város): MASON és O'SULLIVAN (1992), cit. SMIT et al. (1998), H2: LANSZKI et al. 2003, n: mintaszám.

5. A VIDRA TÁPLÁLKOZÁSI SZOKÁSAI

5.1. A vidra zsákmányszerző viselkedése, vizsgálati módszerek

A vidrára vonatkozó ismeretek körében az egyik legalaposabban kutatott terület a táplálkozás, így az irodalmi adatok zömét is ezzel kapcsolatban találhatjuk. A vidra táplálkozásának tudományos vizsgálatát az európai állománycsökkenéssel egyidejűleg, az 1960-as években kezdték meg. Célja az addig kártevőnek tartott menyétféle ökológiai szerepének tisztázása volt. Az alábbiakban tekintsük át a táplálék-összetétel vizsgálatok módszertanát és korábbi hazai eredményeit.

Megfigyelések

A ragadozók táplálkozási szokásaival foglalkozó szakirodalomban számos módszerrel találkozhatunk. Ezek közé tartozik a közvetlen megfigyelés, ami irányulhat vadon élő, szabadon élő szelíd, illetve kézből nevelt egyedek megfigyelésére. A nálunk kevésbé alkalmazható közvetlen megfigyelést a tengerparton élő, nappal aktív (diurnális) vidrák zsákmányszerző magatartásának vizsgálatára alkalmazták (KRUUK és MOORHOUSE 1990, KRUUK et al. 1990, KRUUK 1995). A gyér növényzetű tengerparton a gyakorlott kutatók távcsővel, vagy szabad szemmel figyelték meg a táplálkozó vidrákat. Feljegyezték a vadászat közben felszínre hozott zsákmány fajtát és méretét. Ennek a vizsgálatnak előnye, hogy a vidráról közvetlen ismeretet nyújt, olcsó, valamint képet ad az elfogyasztott táplálékelemek minőségéről és mennyiségéről. Emellett fontos információt szolgáltat egyéb táplálkozás-ökológiai paramétereikről is, mint például, a merülésenkénti vadászati siker, a táplálkozásra fordított idő, a bejárt terület nagysága. Az említett kutatók megfigyelték például, hogy főleg a fenéklakó, lassan mozgó, kisméretű (átlagosan 16 cm hosszú) halak estek a vidra áldozatául. A merülési esetek kevesebb mint harmadrésében volt csak eredményes a vadászat. A megszerzett zsákmányt általában azonnal, a felszínen úszva fogyasztották el, csak a nagyobb méretű halakat húzták partra. Télen fordult elő gyakrabban, hogy a zsákmányt a parton fogyasztották, mert a hideg vízben töltött hosszabb idő jelentős energiát igényel. A kölyküket vezető nőstények, és az erősebb hullámszásnak kitett élőhelyi régióban élő hímek vadászták főleg a nagyobb méretű halakat. KRUUK et al. (1991) vizsgálatai derítették fényt arra az érdekes jelenségre, hogy a tengerparton élő eurázsiai vidra szaporodásának szezonális jellegét a zsákmányul szolgáló fajok évszakos állománysűrűségének változása szabja meg. Sőt, a rendelkezésre álló zsákmány mennyisége és a született kölykök száma között is szoros összefüggést mutattak ki. KRUUK-ék vizsgálatai arra is rámutattak, hogy a vadászat a természetes halközösségben nem okozott jelentős változást, sőt ellenkezőleg, az alacsonyabb táplálkozási szinten lévő fajok mennyisége és elejthetősége befolyásolja a ragadozó mennyiségét, ekkor az úgynevezett "bottom-up" hatás érvényesült. A vidra vadászkerzete általában a tengerparttól számítva néhány száz méterre és körülbelül 10 méter maximális merülési mélységig terjed. Ekkora területen belül a zsákmányul ejtett halak gyorsan pótlódnak a mélyebb, a vidra vadászata által nem érintett helyekről. Érdekes, hogy a shetlandi vidrák nappali aktivitása a halak viselkedésével is összefügg, mivel a tengeri

halak inkább éjszaka aktívak, a nappalt pihenéssel” töltik, ezért ekkor könnyebben elejthető zsákmányul szolgálnak a vidrának.

A megfigyeléses módszer legfőbb korlátjai, hogy kizárólag nyílt területen és leginkább csak nappal végezhető. A vidra azonban többnyire dús vegetációjú helyeken (elsősorban a zavarás és az üldözés miatt), legtöbbször éjjel jár táplálék után (nokturnális), ezért a fenti módszer a legtöbb élőhelyen, így hazánkban is csak eseti lehet. Újabban hő-, vagy infravörös érzékelővel ellátott automata rendszerű, terepi kitelepítésre alkalmas fényképezőgépeket, filmfelvevőket (ún. fotócsapdákat) használhatunk a kutatói gyakorlatban (pl. BEIER és TÖLGYESI 1993, MADSEN 1996, GROGAN et al. 2001, LEANIZ et al. 2006). Ezzel, az inkább csak kiegészítő lehetőséggel a megfigyelés sokkal korlátozottabb, de dokumentációs célra jól alkalmazható. Az automata képrögzítő eszközöket például út alatti átjárók, műfészek, váltók használatának ellenőrzésére használhatjuk, de további érdekes információkat is nyerhetünk a rejtett életmódú ragadozók viselkedési szokásairól (részletesebben LANSZKI 2007).

A kézből nevelt, vagy fogságban tartott egyedekkel fontos hiánypótló ismeretek nyerhetők. Éppen fogságban tartott vidrák táplálkozásának részletes vizsgálata alapján hívták fel a figyelmet a táplálék-összetétel vizsgálat során az egyes táplálékelemek fontosságának megítélésakor elkövetett alá- és felülbecslés problémájára (CARSS 1995, CARSS és PARKINSON 1996). Nevezett kutatók vizsgálták például, hogy az egyes táplálékelemek maradványai mennyi ideig ürülnek a vidra emésztőrendszeréből. Azt tapasztalták, hogy a legtöbb táplálék maradványa egy napon belül távozik, ezzel szemben egyes halfajok, így a sügér fésűs pikkelyei akár tíz napon át is előkerülhetnek az ürületekből, ami a gyakorisági számításokban az előfordulásuk túlbecslését eredményezi. Zárttéri körülmények között tartott vidrák haltáplálék-preferenciáját vizsgálva ERLINGE (1968) megállapította, hogy a prédaválasztás nagyban függ a halkészlettől és a halak megfoghatóságától. A fogságban tartott vidrák például preferálták a bodorkát, a sügért és a csukát, előnyben részesítették a mozgó prédát a mozdulatlanul (pl. békákkal, rákokkal) szemben.

A táplálékszerző viselkedés fejlődését vadon élő és zárttérben nevelt vidrákon tanulmányozták (pl. POLOTTI et al. 1995). Azt tapasztalták, hogy életkortól függően különbözik a táplálékszerzési rátermettség és a táplálék-összetétel. A fiatalok először 4-5 hónapos korukban próbálkoznak zsákmányszerzéssel, de csak hosszú tanulási folyamat után, kb. egy évesen válnak teljesen önálló vadásszá. A tanulási folyamat részeként, a kölykök megfigyelik az anyjuk vadászatát. Továbbá az anya a kölykök számára élő halat visz a sekély vízbe, amelynek zsákmányul ejtésébe a kölykök játékosan bekapcsolódnak. A közös vadászatok során pedig a vadászhelyek „térképét” is memorizálják.

Európa nagy részén, így hazánkban is főleg közvetett jelek alapján nyerhetünk bővebb információt a vidra táplálék-összetételéről és táplálkozási szokásairól. Ezért a táplálkozás tanulmányozására praktikus okok miatt az emésztés (illetve zsákmányul ejtés) utáni minták elemzésére alapozott módszereket szokás alkalmazni. A vidra táplálék-összetételének és táplálkozási szokásainak vizsgálatára leggyakrabban a hullaték /ürülék/ elemzés, ritkábban a zsákmánymaradvány, vagy a gyomortartalom vizsgálat alkalmazható.

Hullaték (ürülék) analízis

A vidra táplálkozási kutatások legismertebb korai eredményei Sam Erlinge professzor nevéhez fűződnek. Ő az 1960-as évektől Svédországi tavakon és az azokat összekötő kisebb folyókon és patakokon élő vidrák táplálék összetételét hullaték alapján elemezte (ERLINGE 1967, 1968b). Természetes élőhelyeken végzett vidrás vizsgálatait a mai napig a legtöbbet idézték a táplálkozástan terén.

A legáltalánosabban használt vidra táplálkozásvizsgálati módszer tehát a hullatékelemzés. A módszer lényege, hogy a ragadozó hullatékában legtöbbször megtalálhatóak olyan zsákmány-maradványok, amelyekből akár faj szintig azonosíthatók az elfogyasztott táplálékelemek. A táplálékmaradványokat vagy száraz technikával, vagy átmosás után, lehet szétválogatni, majd gyűjteményi preparátumok alapján vagy határozó atlaszok segítségével sztereo mikroszkóp, vagy nagyító alatt történhet a meghatározás. A halak például pikkelyből, csigolyából, garatfögből, továbbá jellegzetes koponyacsontokból azonosíthatók. A módszer előnyei között említhető, hogy nagy pontosságú kvalitatív analízist (és kvantifikálást) tesz lehetővé. Tekintve hogy ez a legerjedtebb módszer, így könnyű az eredmények összehasonlítása. További előny, hogy állatkímélő (ellentétben a gyomortartalom vizsgálattal), így a ritka és a fokozottan védett fajok is könnyebben tanulmányozhatók. Hosszú távú, jól megtervezhető vizsgálatokat tesz lehetővé, nagyszámú minta gyűjthető és dolgozható fel (javul a megbízhatóság), területek és időszakok hasonlíthatók össze (ha a mintavétel és a feldolgozás azonos). Továbbá relatív nyomjel sűrűségbecslést tesz lehetővé és a friss hullatékából, molekuláris genetikai vizsgálattal, egyedi azonosítás (plusz MNA meghatározás) is végezhető. Nem utolsó szempont a mintagyűjtés viszonylagos olcsósága, az átmosott minták jó (egyszerű, fagyasztást nem igénylő) tárolhatósága. A módszer kétségtelen hátrányai közé tartozik viszont, hogy időigényes a mintafeldolgozás, az eltérő feldolgozási és számítási módszerek összevetése problémás lehet, továbbá kis területről történő gyűjtésnél fennáll a nem random mintavétel veszélye (egyedi sajátosságokat vizsgálunk), vagy ha kevés a minta kapcsoltság állhat fenn (1-2 táplálkozásból származik mind), zoonózisok veszélye fordulhat elő (vidránál minimális), a madártojás fogyasztás kimutatás problémás, illetve a hullatékelemzés speciális laboratóriumi és határozási technikát igényel.

Egyes kutatók (pl. HANSEL et al. 1988, CARSS és ELSTON 1996, JACOBSEN és HANSEN 1996, CARSS et al. 1998, CARSS és NELSON 1998, KŁOSKOWSKI et al. 2000, COPP és ROCHE 2003, COPP és KOVAČ 2003) részletesen foglalkoztak az elfogyasztott halak méretének meghatározásával. A halak csigolyamérete, vagy koponyacsontjai valamint testhosszúsága közötti összefüggés felhasználásával néhány fajra (pl. ezüstkárász, ponty, domolykó, sügér, törpeharcsa) a gyakorlatban jól használható matematikai módszert dolgoztak ki. A hal eredeti testhossza regressziós egyenlettel egyszerűen kiszámítható, pusztán a vidrahullatékban megtalált egyes csigolyák, vagy koponyacsontok méretének ismeretében.

A vidrahullaték elemzés eredményeinek a kifejezése leggyakrabban az „előfordulási gyakoriság” alapján történik. Ez valójában többféle számításmódot takarhat. Az egyik a tulajdonképpeni százalékos előfordulási gyakoriság, amely az adott táplálékelem tartalmazó hullatékok százalékos arányát jelenti (ennek összegzésekor legtöbbször 100%-nál nagyobb értéket kapunk). Egy másfajta számítási módszer a százalékos relatív előfordulási gyakoriság, ami egy adott táplálékelem előfordulási gyakoriságát fejezi ki az összes elem együttes számának figyelembevételével (összegzéskor 100%-ot, illetve, ha nem százalékosan fejezzük ki, akkor a relatív gyakoriságok összegzésével 1-et kapunk). A gyakorisági számítások során az egy hullatékban található adott táplálékelem (pl. halfaj) minimális egyedszámát kell meghatározni, például a garatfogak, jellegzetes koponyacsontok megszámlálásával. Léteznek olyan számítási módok is, amelyek a fogyasztott táplálékok térfogatarányait is megkísérlik figyelembe venni. Az egyik ilyen megközelítés, amikor a hullatékban található táplálékmaradványokat azoknak az ürülék teljes térfogatára vonatkoztatott, relatív térfogata szerint súlyozzák (pl. JACOBSEN és HANSEN 1996). Ezzel a minták nagy méretbeli különbségéből eredő hibát igyekeznek kiküszöbölni.

Egy manapság egyre gyakrabban használt módszerben a fogyasztott táplálék mennyiségi arányainak megítéléséhez, a vidra által fogyasztott táplálékelemek eltérő emészthetőségét (a táplálékelemek emésztesi együtthatóját) is figyelembe vesszük (JEDRZEJEWSKA és JEDRZEJEWSKI 1998, JEDRZEJEWSKA et al. 2001). ERLINGE (1967, 1968b) az ürülékana-lízis pontosságát tesztelő etetési kísérleteiben azt tapasztalta, hogy a tényleges táplálék-összetételt legjobban a relatív előfordulási gyakoriság adatok közelítik meg. Igaz, akkor a biomassa összetétel számítás még nem volt ismert.

A táplálék-összetétel vizsgálatok egyik izgalmas kérdése, hogy milyen összefüggés áll fenn a vidra által elfogyasztott táplálék, illetve a környezetében rendelkezésre álló táplálékfeleségek mennyisége között. Főleg halgazdaságok területein lehet fontos a tisztázása. Ennek a kérdésnek a megválaszolására szintén különböző módszerek alkalmasak. Így például kifejezhető az elfogyasztott zsákmányállatok tömege, vagy darabszáma a rendelkezésre álló zsákmánymennyiség arányában. Különböző (nem bizonyított) matematikai módszerek segítségével megállapítható az is, hogy melyek azok a zsákmányfeleségek, amelyeket a vidra gyakoriságukra való tekintet nélkül előnyben részesít, vagy mellőz. Ez az úgynevezett preferenciabecslés (KREBS 1989). Továbbá kiszámítható, hogy az egyes zsákmányfajok arányát milyen mértékben befolyásolja a vidra egy adott területen, melyre a predációs nyomás számítás alkalmas (JEDRZEJEWSKA és JEDRZEJEWSKI 1998). Ez utóbbi meghatározásához ismernünk kell az egységnyi területen a ragadozók által elfogyasztott zsákmány számát. Ehhez viszont ismernünk kell a ragadozók számát, a zsákmányjejtési arányt (legtöbbször közvetett módon): így a napi táplálékfelvétel alapján (pl. etetési kísérletekből), vagy a táplálék-összetétel (terepi mintagyűjtés) alapján.

Példaképp említhetők ERLINGE (1967, 1968, 1969) vizsgálatai. ERLINGE megállapítása szerint a zsákmányállatok sűrűségének évközi változása, dinamikája befolyásolja a vidra táplálékában való részesedésüket. A két legfontosabb tényező véleménye szerint a táplálékállat elérhetősége, vagyis előfordul-e (és milyen sűrűségben) a kérdéses helyen a faj, illetve a másik a táplálék faj „sebezhetősége”, vagyis a parti zónában, a vidra táplálék-szerzési helyein fordul-e elő. ERLINGE több olyan területet hasonlított össze, ahol az egyes évszakokban különbözött a táplálék-összetétel. Az eredmények azt mutatták, hogy a vidra táplálékában ősztől tavaszig mindenütt a hal dominált, nyáron azonban voltak olyan területek, ahol a rákok és a madarak aránya meghaladta a halakét. Egyes területeken a rákok fogyasztása egész évben nagymértékű volt, amit azzal magyarázott, hogy ezeken a területeken a rákok nagy tömegben fordultak elő. Kisebb arányban szerepeltek a táplálékban kételtűek. A halak közül főleg a nagy egyedszámban élő sügér és apró testméretű pontyfélék (főként bodorka) fordultak elő, e fajoknál évszakosan váltakozott, hogy part közelében tartózkodtak-e, így az is, hogy milyen részarányal szerepeltek a vidra étlapján. A táplálék-összetétel adatok és rendszeresen végzett próbahalászatok eredményeinek összehasonlítása szintén megerősítették azt a fontos tapasztalatot, amelyet a shetlandi tengerparti vidrák esetén is megfigyeltek (KRUUK 1995), mely szerint a vidra nem befolyásolja a táplálékállatok mennyiségét. A „top-down” hatás (a kérdéses faj befolyásolja a zsákmány és ezen keresztül az alsóbb táplálékosztály szinteken előforduló fajok mennyiségi viszonyait) a vidra oldaláról nem jelentős. ERLINGE szerint a vidra pozitív szerepet tölthet be a természetes halközösségek változatosságának fenntartásában.

Pisztrángos-lazacos skóciai folyókon befogott vidrákba ártalmatlan, a szervezetből lassan ürülő cink izotópot injektáltak (CARSS et al. 1990). Ez lehetővé tette, hogy a megjelölt állatok ürülékét azonosítsák és így az egyedi zsákmányfogyasztásról is értékes információt gyűjthessenek. Azt tapasztalták, hogy egy vidra a téli időszakban általában napi egy nagy testű (30 cm feletti) pisztrángféléket fogyaszt el. Többségében hím lazacok

és nagyon ritkán ikrás egyedek estek áldozatul. Ezt azzal magyarázták, hogy a hím lazacok az ivási időszakban nagyobb területet járnak be, így a vidra vadászterületén is gyakrabban fordulnak meg, mint a nőstények. Megállapításaik szerint a vidra halpopulációra gyakorolt predációs nyomása jelentős volt (a vizsgált folyószakaszon ivó lazacok hímjeinek 23%-át érintette), azonban a populáció egészének szaporodási sikerét, az összes fekunditást (lerakott és megtermékenyített ikrák számát) nem befolyásolta. Megfigyelték, hogy a pisztrángok és a lazacok közül az egészséges, gyorsan mozgó egyedeket nehezebben ejtette el a vidra. A pisztrángféléken kívül ritkán fordult elő egyéb táplálékelem a vidra zsákmányában.

Szintén Skóciában, de kisebb patakokon és kis tavakon végzett vizsgálatokban KRUK et al. (1993) meglepő az előzőekben leírtakkal ellentétes eredményre jutottak. A vidra predációja ezeken a vizeken olyan jelentős volt, hogy ha egész évben folyamatosan egy helyen vadászott volna, az a teljes halállomány felélését jelenthette volna. Szerencsére az ilyen területeken a vidra csak alkalmanként portyázik, lehetőséget adva a halállománynak a felszaporodásra. KRUK et al. (1993) a vidra előfordulási valószínűsége és a rendelkezésre álló halak biomasszája között szoros korrelációt mutattak ki. Megállapításaik szerint a gyengébb eltartóképességű (halkészletű) területeken a vidra részéről jelentős lehet a predációs nyomás, sőt a vidra egyoldalúan befolyásolhatja a természetes halközösség mennyiségét és összetételét. A külföldi tapasztalatok tehát azt mutatják, hogy a környezeti feltételek nagyban befolyásolhatják a vidra zsákmányszerző magatartását.

Gyomortartalom vizsgálat

A gyomortartalom vizsgálat előnye, hogy könnyebb a határozás, a zsákmány gyakran ép marad, amiből bizonyos táplálkozási szokásokra lehet következtetni. Ezt a módszert leginkább a nem veszélyeztetett állatfajokon, valamint a vidra kapcsán a post mortem vizsgálatban alkalmazzák. Fontos információt hozhat a gyomortartalom mennyisége és a bélrendszer parazitáltsága. A módszer hátránya, hogy szelektív (pl. autógázolásokból származnak a minták), egy vidra csak egy mintát ad, nem tervezhető előre a gyűjtés, a gyomorban különböző időt eltöltő maradványok emésztettsége különbözik, gyakran szükséges a végbéltartalom vizsgálata is (különösen üres gyomrok esetén), ezért a gyomortartalom vizsgálatokból levont mennyiségi következtetések hibákkal terheltek lehetnek. Továbbá a minták tárolása költségesebb, például fagyaszttva (vagy vegyszerekkel konzerválva) történik. A gyomortartalom vizsgálat, a hulladék elemzéssel, mint közvetett módszerrel ellentétben közvetlen információt ad a táplálék-összetételről, így gyakori, hogy a gazdálkodói körökben nagyobb az elfogadottsága. Történeti szempontból is említésre méltó BETHLENFALVY (1934) hazai vidrákon végzett vizsgálata, amely alapján éppen a vidra „kártevő” létét cáfolta. Post mortem vizsgált vidrák esetében nagyon fontos a gyomortartalom vizsgálat elvégzése, mert ezzel – mégha csak közvetve is – de mintegy tesztelhetjük a hulladék vizsgálat eredményét, amennyiben az utolsó formázott bélsár mintát is elemezzük.

Zsákmányállat tetemek

A zsákmányállat tetemek vizsgálata érdekes eredményt hozhat amennyiben szakszerű, például állatorvosi vizsgálat is kapcsolódik hozzá. Kizárólag a táplálékmaradványok vizsgálata alapján (ADAMEK et al. 2003) azonban fennáll annak a veszélye, hogy téves következtetéseket vonjunk le. Ugyanis a legtöbb esetben ismeretlen a vidra által zsákmányolt halak „előélete”. A partra került halak termelési technológiai hibák (pl. szakszerűtlen szállítás, kitelepítés, stb.), vagy betegségek miatt is legyengülhetnek, ezáltal vál-

hattak menekülésre képtelenné, vagy azokat gémfélék előtte megszigonyozták, stb. Ezekben az esetekben, a vidra sokkal inkább a fontos szanítéc (betegségmegelőző) szerepet tölti be (!).

Európában, az édesvizek környékén élő vidrák táplálkozási szokásainak kutatásával kapcsolatban két fontos terület említhető. Egyik a Nyugat- és Észak-Európa kisebb folyóin, patakjain és tavain végzett vizsgálatok köre, amelyekben a legfontosabb gazdasági halak a pisztrángfélék, illetve a csuka. A másik terület Közép- és Kelet-Európa, ahol a halastőrendszerekben elsősorban pontyféléket tartanak, a ragadozó halak szerepe alárendelt. A halastavakon, tározókon és folyók mentén élő vidrák életmódjáról, így táplálkozási szokásairól számos külföldi (pl. CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, CARSS 1995, KRUK 1995, 2006) és hazai összefoglaló munkát (LANSZKI 2002, KEMENES et al. 2005), továbbá igen nagyszámú tanulmányt találhatunk. Alább, csak a hazai vizsgálatokat tekintjük át.

A hazai vidratáplálkozás vizsgálatok kezdete

A külföldön végzett vizsgálatok tanúsága szerint, bár a vidra táplálékának jelentős hányada mindenütt halakból áll, a halzsákmány összetételében és arányaiban az egyes területek között jelentős eltérések tapasztalhatók. A földrajzi, környezeti feltételek különbözősége miatt ezek az eredmények a hazai viszonyokra nem általánosíthatók. Így számos vizsgált halfaj nálunk nem él (pl. lazac), vagy ritkaságnak számít (pl. pisztrángok, menyhal), ugyanakkor több fontos hazánkban gyakori halfaj szerepét e tárgykörben korábban egyáltalán nem vizsgálták. Bár a védetté nyilvánítást követően felmerült a vidra táplálkozási szokásainak és a táplálkozás élőhellyel való kapcsolatának a kutatása iránti igény (TANKÓ és TASSI 1978), a vizsgálatok még jó ideig nem kezdődtek el.

Magyarországon elsőként KEMENES (1988) publikált adatokat a vidra táplálék-összetételéről. A szerző a vidra táplálékában összesen kb. 20%-ban talált puhatestűeket, ízeltlábúakat, kistestű madarakat, kismérsőket, növényeket és 80%-ban halakat. Vizsgálata szerint, a gazdaságilag jelentős halak aránya még tógazdasági területen sem haladta meg a 40%-ot (százalékos relatív előfordulási gyakoriság). A megkezdett vizsgálatokat KEMENES és NECHAY (1990), majd KEMENES (1993) folytatta. Vizsgálatukban öt, egymástól lényegesen eltérő adottságú magyarországi területen: a Balatonon, a Kis-Balatonon, az ócsai tőzeglápon, a verese gyházi horgásztavon és a somogyfajsi horgásztavon tanulmányozták a vidra téli és tavaszi táplálék-összetételét. Eszerint élőhelytől függetlenül a hal volt a vidra domináns tápláléka (67-91%), legalacsonyabb értéket Somogyfajszon, a legmagasabbat Verese gyházán tapasztalták. Másodlagosan fontos táplálékot képeztek a rovarok a Balatonon, a Kis-Balatonon, Ócsán és Somogyfajszon (4-28%), valamint a puhatestűek Verese gyházán (6%). A kétélűek csak a Balatonon (3%), az emlősök és a madarak a Kis-Balatonon (6, ill. 4%) voltak jelentősek a táplálékban. KEMENES és NECHAY (1990) véleménye szerint olyan környezetben, ahol a zsákmányul ejthető fajok diverzitása nagy, a táplálék összetétele is sokkal változatosabb. Szerzők a haltáplálékot gazdasági szempont alapján csoportosították (káros, közömbös és haszonhal) és értékelték. A vizsgált területek sokféleségéből adódóan azt tapasztalták, hogy egyes területeken (pl. Balaton, Somogyfajsz) a vidra táplálékában a gazdaságilag közömbös és káros halak domináltak, míg máshol (pl. Kis-Balaton) a gazdaságilag jelentős fajok. Bár kisméretű csuka- és pontyfélék, valamint a közepes méretű angolna esetén kismértékű preferenciát figyeltek meg, megállapításuk szerint a vidra generalista a haltáplálékkal szemben, alapvetően nem részesít előnyben egyes halfajokat. Ez alapján a szerzők a halgazdaságok számára javasolták, hogy a természetes halállományt is érde-

mes fenntartani, mert a járulékos halak a vidra haltáplálékát képezik. NAGY (1999) a Balatonon és a Kis-Balatonon élő vidra táplálkozási szokásának tanulmányozása során KEMENES és NECHAY (1990) vizsgálatához hasonló eredményt kapott. Az előző vizsgálathoz képest a sügérfélék (főként a durbincs) jelentősebb fogyasztási arányát tapasztalta. Ez különösen a Kis-Balatonon volt szembetűnő.

5.2. Problémafelvetés, célkitűzések

A továbbiakban ismertetjük a vizsgálati helyszíneink kiválasztásának és a megválaszolható kérdések problémakörét.

Dráva és holtágak

A Dráva-menti területek, így a Dráva folyó, a holtágak, a kisvízfolyások és a folyó közelében található tavak kiválasztásának egyik fő szempontja a Dráva folyóra tervezett, élőhelyeket veszélyeztető vízlépcső volt. (Erről a kérdéstről a 2. fejezetben található további részletek.)

A területválasztás másik szempontját az jelentette, hogy a nagy folyókon és a holtágakon élő vidrák táplálkozási szokásai alig voltak ismertek, különösen Közép-Európában, közelebről a Pannon életföldrajzi régióban. Ugyanakkor a nagyobb folyóvizeink természetvédelmi, továbbá halászati és/vagy horgászati szempontból is fontosak. A Dráva folyó mentén élő vidrák halpredációját illető feltételezéseinket és célkitűzéseinket (LANSZKI és SALLAI 2006) Európa más folyóvízi területein (pl. ERLINGE 1967, CHANIN 1985, CARSS et al. 1990, KRUK és MOORHOUSE 1990, CARSS 1995, JEDRZEJEWSKA et al. 2001, CLAVERO et al. 2003), valamint hazai halastavi tapasztalatok (LANSZKI et al. 1999, 2001) alapján fogalmaztuk meg. Vizsgáltuk, hogy az élőhely típustól (folyóvíz, illetve holtág) függően a vidrák táplálkozási szokásai eltérnek-e. A kevésbé átalakított és egész évben hozzáférhető halkészletű Dráván (SALLAI 2002a, 2002b) feltételeztük, hogy nagyobb arányú lehet a halfogyasztás (ERLINGE 1967, WISE et al. 1981), míg az eutróf holtágakon – más állóvizekhez hasonlóan – jelentős lehet a nem-hal táplálék aránya (JEDRZEJEWSKA et al. 2001, LANSZKI 2002), így szélesebb lehet a táplálkozási niche is (DELIBES et al. 2000, RUIZ-OLMO et al. 2001, CLAVERO et al. 2003). A folyó- és állóvízi tapasztalatok alapján (ERLINGE 1967, CARSS et al. 1990, KRUK és MOORHOUSE 1990, LANSZKI et al. 2001) feltételezhető, hogy egyik élőhely típuson sem a nagy testű halak a meghatározóak a vidra táplálkozásában. Továbbá feltételeztük, hogy a sebes sodrású, meredek partoldalú folyóvízen jellemzően a mérsékelt sodrást kedvelő halakat, valamint a kis, vagy lassú folyóvizeken, patakokon tapasztalattal (WISE 1980, CARSS et al. 1990) ellentétben, a kisebb méretű halakat zsákmányolják a vidrák, melyeket a vízben úszva is könnyen elfogyaszthatnak. Feltételezésünk szerint a holtágakon az állóvizekre jellemző halakat, és az enyhén lejtős partra könnyebben kihúzható, nagyobb tömegű halakat zsákmányolhatják a vidrák. A haltáplálék választás (preferencia) kérdéskörét korábban elsősorban kisebb folyókon és tavakon vizsgálták (pl. ERLINGE 1969, WISE et al. 1981, KLOSKOWSKI 1999, TAASTRØM és JACOBSEN 1999, LANSZKI et al. 2001), vagy olyan nagy folyón, ahol jelentős az emberi behatás (COPP és ROCHE 2003).

Természetvédelmi szempontból lehet érdekes kérdés, hogy egy áramláskedvelő halfajokban gazdag folyón a vidrák a zsákmányszerzés során előnyben részesítik-e a reofil hal guildet.

Célkitűzéseink az alábbiak voltak a Dráva-menti területeken: 1) a folyón és holtágain élő vidrák táplálék-összetételének és táplálkozási szokásainak összehasonlítása: a fogyasztott halak a) faja, b) mérete (tömege) és c) guildjei alapján, valamint 2) a vidra folyóvízi haltáplálék preferenciájának vizsgálata.

Kisvízfolyások

A Dráva folyó közelében található patakokat, csakúgy, mint az ország többi vízfolyását is szabályozásnak vetették alá. Például a kanyarulat átvágás, mederkotrás, kaszált partvonalú csatornává alakítás a kisvízfolyások és a környező területek életét jelentősen befolyásolta. Továbbá, a folyó menti mélyebb fekvésű területekről így az Ormánság jelentős részéről a csapadékvizet sűrű csatornahálózattal vezették el. Ezzel a szántóföldi műveléshez teremtettek új területeket. Bár nálunk nem a kisvízfolyások a fő vidra élőhelyei, ökológiai szerepük igen fontos. Például, összekötik a jelentősebb vidra élőhelyeket (pl. tavakat, halastörnszereket), így a migrációban játszanak fontos szerepet (LANSZKI et al. 2008a); vagy a tavak őszi-téli lecsapolását követő táplálékszegény időszakban (KRANZ 2000), a tavak befagyását követően puffer táplálkozó területet jelentenek a vidrák számára. A bővebb vizű patakok pedig kölyöknevelésre is alkalmasak. Tekintve, hogy a kisvízfolyások a vidra számára tehát kiemelten fontosak, illetve mert a szárazodás és a környezet átalakítás miatt veszélyeztetett élőhelyek (pl. DELIBES et al. 2000, RUIZ-OLMO et al. 2001, 2002), Európa számos más régiójában a patakok, vagy kis folyók mentén élő vidrák táplálkozási szokásait részletesen vizsgálták. A vizsgálatok egy része Európa északabbra található (hidegebb) területeiről (Svédország: ERLINGE 1967, Skócia: WEBER 1990, Lengyelország: HARNA 1993, Fehéroroszország: SIDOROVICH 1997), vagy a mediterrán országokból származik (Portugália: BEJA 1996, Spanyolország: RUIZ-OLMO et al. 2002, CLAVERO et al. 2005, Görögország: GOURVELOU et al. 2000). Ezekben a vizsgálatokban a vízhez kötődő fajok, így halak, rákok, kétlélűek voltak a vidrák fő táplálékai, de gyakran táplálkoztak rovarokkal, madarakkal, kisméltósokkal is. A Pannon régió patakjain, kisebb folyóin korábban szinte egyáltalán nem (Zagyva folyón: KOŠČO et al. 2000, n=16 minta) végeztek vidra táplálékvizsgálatot.

A mezőgazdasági környezetben található Dráva-menti kisvízfolyásokon, valamint a Balaton déli vízgyűjtőjéhez tartozó Tetves patakon végzett vizsgálatunk célja a vidratáplálék területenkénti és évszakonkénti értékelése volt.

Lápok

A lápok azon vízi ökológiai rendszerekhez tartoznak, amelyeket az emberi tevékenység közvetlen hatása általában jelentősen nem érintett. Ideális esetben természetes illetve természetközeli állapotuk miatt az itt élő életközösségek diverzitását a természeti tényezők határozzák meg. A lápok a szukcessziós folyamat során rendkívül érzékenyen reagálnak a környezet változásaira, ezért nagy a biológiai indikációs képességük. Az utóbbi évszázadban a lápok állapota és kiterjedése kedvezőtlenül változott, 97%-uk elpusztult elsősorban a lecsapolások, a halastóvá alakítás, a csapadékszegény periódusok, az eutrofizációs problémák és a környezetszennyezés miatt (BORHIDI és SÁNTA 1999, KÖRMENDI et al. 2002). Jövőjük, különösen a kevésbé ismerteké ma sem biztos. A lápok megőrzése tehát számos megoldásra váró kérdést vet fel. Az egyébként *ex lege* védett lápok veszélyeztetett helyzete, állatviláguk ismertségének hiányossága miatt 2002-ben egyes dél-dunántúli lápokon zoológiai felmérést kezdtünk. Ennek során három, a Kárpát-medencében jellegzetes, egymáshoz viszonylag közel elhelyezkedő lápon lényegesen eltérő adottságú években végeztünk vizsgálatot. Továbbá, a Dráva-menti területek vidramonitorozásában szereplő Lankóci-erdő égerligetét is kijelöltük vizsgálatra. Az általunk vizsgált lápok közül emlős faunisztikai kutatás a Baláta-tavon (MARIÁN 1957,

1958, KASZA és MARIÁN 2001) zajlott és mindössze szórványos adatok álltak rendelkezésre a Barcsi Borókás Tájegységből (részletesebben: ÁBRAHÁM 2001). A vizsgálatunk kezdetekor még csak építésre tervezték a Fehérvízi-láp területét átvágó új autópálya szakaszt, ahol 2002 előtt nem folyt emlőstani vizsgálat.

A vidra a lápokon is csúcsragadozó. Bár a táplálékforrások széles spektrumát képes kiaknázni, de a haltáplálék készlet által limitált (korlátozott) faj (CARSS 1995, KRUIK 1995). Táplálkozási szokása (DELIBES et al. 2000, RUIZ-OLMO et al. 2001, CLAVERO et al. 2003) és jelenléte (DELIBES et al. 2000, RUIZ-OLMO et al. 2002) összefügg az élőhely állapotával, a halkészlettel. A védelmet biztosító dús partmenti növényzet, a kis vízmélység, a tiszta víz (MASON és MACDONALD 1986, KEMENES és DEMETER 1995, KRUIK 1995, KÖRMENDI 2001), mely a lápokra együttesen jellemző, ideális a vidra számára. Táplálkozásában jól alkalmazkodik az élőhelyen rendelkezésre álló vízi és vízhez kötődő táplálékforrásokhoz. Az irodalom áttanulmányozása alapján eddig mindössze svédországi csatornázott mocsárvidéken (ERLINGE 1967) és a Pannon régió egy tőzeglápján (KEMENES és NECHAY 1990) élő vidrák táplálék-összetételét vizsgálták. Vagyis a mesterseges tavakon, kisebb folyókon, tengerpartokon élő vidrákkal összehasonlítva (JEDRZEJSKA et al. 2001, CLAVERO et al. 2003), a lápokon, vagy mocsarakon élő vidrák táplálkozási szokásai alig ismertek. Ennek oka feltehetően abban kereshető, hogy a lápoknak nincs halgazdasági jelentőségük és a vizsgálatuk is küzdelmes. Ugyanakkor az ide vonatkozó ismeretek hiánya az esetleges természetvédelmi beavatkozásokat és az érdekérvényesítést gátolhatja ezeken a sérülékeny és alighanem a természet gyöngyszemeinek tekinthető területeken. A vizsgálatunk (LANSZKI és SZÉLES 2006) idejére egy aszályos év is esett, és talán ezért is lehetnek különösen érkézfeszítők az itt szerzett tapasztalatok. Az aszályos időszakokban lezajló folyamatok ugyanis a vidra oldaláról szintén alig ismertek. Hipotéziseinket is ennek megfelelően fogalmaztuk meg.

Feltételeztük, hogy aszályos időszakban, a pannon lápokon élő vidrák, hasonlóan a mediterrán területek édesvízein tapasztaltakhoz (DELIBES et al. 2000, RUIZ-OLMO 2001, CLAVERO et al. 2003) táplálékot váltanak, a táplálékuk változatosabbá válik, továbbá feltételeztük, hogy a vidrák jelenlétét és sűrűségét az élőhely időszakos kiszáradása negatívan befolyásolja (DELIBES et al. 2000, RUIZ-OLMO et al. 2002). Végül, a megváltozott élőhelyi feltételek hatására területtől függően eltérhetnek a vidrák táplálkozási szokásai (JEDRZEJSKA et al. 2001, CLAVERO et al. 2003). Ezért a vizsgálatunk célkitűzése a lápokon élő vidrák táplálék-összetételének, táplálkozási szokásainak, táplálkozási niche-szélességének és relatív sűrűségének időbeli és területenkénti elemzése volt.

Természetvédelmi területek felhagyott halastavai, kavicsbányatavai

A Duna-Dráva Nemzeti Park Barcsi Tájegységében található Középrigóci tórendszer, valamint a szintén nemzeti parki területen elhelyezkedő Somogyudvarhelyi kavicsbánya tavak jellege és kezelése lényegesen eltérő. A Középrigóci tórendszeren nem folyik haltermelés, fenntartásuk elsődleges célja az élőhely megőrzése, valamint az itt élő állatok táplálkozó- és fészkelő területének megőrzése, míg a Somogyudvarhelyi bányatavak horgászati hasznosítás alatt állnak. Bár tavakon (nem halastavakon) számos országban végeztek vidratáplálék vizsgálatokat, hazánkban ezeket a Dráva monitorozást megelőző időszakban csak néhány területen, így a veresegyházi és somogyfajsi horgásztavakon téli-tavaszi időszakban vizsgálták (KEMENES és NECHAY 1990). Ezért érdekes lehet, hogy a különböző évszakokban miből áll a vidrák tápláléka, azon belül a haltápláléka, az alapvetően természetvédelmi kezelésben levő tavakon, valamint horgászattal hasznosított bányatavakon.

Halastavak

Magyarországon a haltermelés céljára üzemeltetett tóterület nagysága az elmúlt 10 évben emelkedett: 1995-ben a haltermelő mesterséges tóterület nagysága 17.545 hektár volt, mely 2005-re 25.846 hektárra nőtt (PINTÉR 2006, HALTERMOSZ 2006). A természetes vizeken és víztározókon folyó halászatra használt területben is növekedés tapasztalható, míg 1995-ben kb. 130 ezer hektárt, addig 2005-ben 141 ezer hektárt halásztak. A halastavak területének kb. háromnegyed része magántulajdonba került (PINTÉR 2006), többségükön pontydominanciájú polikultúrás termelést folytatnak. A termelő tógazdaságok kiemelkedő jelentőségűek a vidraállomány fenntartásában is. A tógazdasági haltermelés természetes kísérője egyes természetvédelmi szempontból fontos fajok megtelepedése, jelenléte a halastavakon. Számos olyan terület van, ahol a halászati és a természetvédelmi érdekek találkozhatnak. Ilyen például a vízminőség védelme, a vizes élőhelyek állapotának javítása, a természetes állapot fenntartása, a természetes vizeinkben élő halfajok életterének védelme. Talán csak egy olyan terület van, ahol érdekellentét tapasztalható, ez pedig a védett állatfajok által okozott kártétel problémája (HALTERMOSZ 2006). A halastavak táplálékinálata kitűnő lehetőséget nyújt számos állatfajnak, például a szürke gémnek, a kormoránnak, vagy a vidrának. Mivel a természetvédelmi törvény csak lehetőséget ad, de további jogszabályok nem rendelkeznek egyértelműen a védett és fokozottan védett állatfajok egyedei által okozott károk enyhítéséről, meglehetősen tanácstalanság tapasztalható a kártétel kérdésével kapcsolatban. Miután a hazánkban üzemelő tóterületek egy részét felvették a Natura 2000 hálózatba, az ott gazdálkodóknak a támogatások elnyeréséhez elengedhetetlen a kijelölés alapjául szolgáló Natura 2000-es állatfajok fenntartása. A magántulajdonba került tavak gazdái azonban nehezen tűrik a halászmadarak és a vidra halfogyasztását.

Ebből a rövid problémafelvetésből is látható, hogy az elmúlt évtizedekben miért foglalkoztak Európa szerte meglehetősen intenzíven a vidra táplálkozási szokásainak vizsgálatával. Bár a halastavakon élő vidrák táplálék-összetételéről ma már igen nagyszámú vizsgálati eredmény áll rendelkezésre (összefoglalta pl. JEDRZEJEWSKA et al. 2001, LANSZKI 2002, CLAVERO et al. 2003), a haltáplálék választást korábban csak néhány, a hazai környezeti feltételektől eltérő tavon vizsgálták (KLOSKOWSKI 1999, TAASTRØM és JACOBSEN 1999, GEIDEZIS 2002).

A halastavakon végzett vidratáplálék vizsgálataink célkitűzése az évszakos és a területfüggő összetétel, valamint a vidra haltáplálék választásának tanulmányozása volt.

A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet halastavain 2003 tavaszán, vidrák korábban részletezett molekuláris genetikai vizsgálata érdekében végzett hosszabb időtartamú mintagyűjtés során különös esetet figyeltünk meg (LANSZKI et al. 2006). A tavak mentén élő vidrák a 2003-as hosszú tél során közel kétszáz hibernált mocsári teknőst (*Emys orbicularis*) ejtettek zsákmányul. Bár a vizsgált területen mindkét faj gyakori, a vidra mocsári teknős zsákmányolása (predációja) ezelőtt (LANSZKI et al. 2001) itt nem volt ismert. Ez a jelenség teljesen szokatlan, ugyanakkor természetmegőrzési szempontból fontos lehet.

A mocsári teknős – amint a vidra – széles elterjedésű (PUKY et al. 2005), de alig ismert a populációnagysága és a biológiai életciklusa (FARKAS 2000). A vidra és a mocsári teknős élőhelyei jelentős átfedést mutatnak, így lápokon, mocsarakon, öntözőcsatornákon, holtágakon, tavakon és halastavakon együttesen előfordulhatnak. A teknős aktivitási időszakában teljes mértékben a vízhez kötődik, a szárazföld belsejében csak ritkán, vándorlás (telelés, új élettér keresése) közben fordul elő. Ökológiáját alapvetően külső hőszabályozású (ectoterm) fiziológiája szabja meg. Magyarországon a téli elvermelésből márciusban jön elő és októberig tart aktivitási periódusa. Telelőhelynek az esetek zömé-

ben a víztest medrét választja, de alkalmanként szárazföldön is áttelel. Több közleményben is beszámoltak emlősök, rendszerint kutyafélék, így vörösróka (*Vulpes vulpes*) és aranysakál (*Canis aureus*) különböző teknős fajokra irányuló predációjáról (tengeri teknős *Chelonia mydas* fészek: BROWN és MACDONALD 1995, álcseropes teknős *Caretta caretta* fészek: MACDONALD et al. 1994, YERLI et al. 1997). További, teresztris ragadozók, így a borz (*Meles meles*), a nyest (*Martes foina*), a nyuszt (*Martes martes*) és a mosómedve (*Procyon lotor*) esetenként fogyaszt mocsári teknőst – rendszerint tojást (összefoglalta: FRITZ 2004). Az eurázsiai vidra kifejtett mocsári teknősre irányuló predációjáról mindössze egy ukrainai esetleírásban számoltak be (KOTENKO 2000), azonban hiányosan ismert ennek a rendhagyó zsákmányszerző viselkedésnek az ökológiai háttere. Esettanulmányunk (LANSZKI et al. 2006) során lehetőség volt a teknős maradványok összegyűjtésére, és a vidrák által elfogyasztott teknős biomassa meghatározására. Továbbá, másfél éves időtartamban (a rendhagyó teknős-zsákmányolást megelőző időszakban is) nyomon követhettük a vidra táplálék-összetételének alakulását.

Célkitűzésünk volt a vidra mocsári teknős zsákmányul ejtésének vizsgálata, vagyis e rendhagyó zsákmányszerző viselkedés-ökológiai hátterének megismerése. Ennek érdekében: 1) vizsgáltuk a vidra havonkénti táplálék-összetétel mintázatát, 2) a kritikus időszakokat magába foglaló másfél éves időtartamban vizsgáltuk a haltáplálékhiány (ERLINGE 1967, 1972) vidra zsákmányszerző viselkedésére gyakorolt hatását, 3) vizsgáltuk annak a lehetőségét, vajon a halspecialista vidra különböző zsákmányszerző technikát (ERLINGE 1968, MASON és MACDONALD 1986, ESTES 1989, KRUK és MOORHOUSE 1990, KRUK et al. 1990, KRUK 1995) alkalmaz-e a rendelkezésre álló halkészlet mennyiségétől függően a mocsári teknős elejtésére, továbbá 4) a megtanult új vadászati technikát kedvezőbb körülmények között is alkalmazza-e, és 5) elemeztük a teknős-, illetve a hal- és kétéltű dominanciájú étrend táplálékanyag összetételét és energetikai értékét. Mocsári teknős testrészek táplálékanyag tartalmára vonatkozó adatokat nem találtunk, ennek meghatározása adalékul szolgálhat a vidra teknősválasztás okainak megismeréséhez.

Halteleltetők

Közép-Európában halgazdálkodási szempontból a halteleltető tavak helyzete különleges. Ezekben a kis alapterületű „medencékben” történik a tavakról lehalászott hal tárolása egészen az értékesítésig, illetve a kora tavaszi hal kihelyezésekig. Koncentrált halkészletük vonzó a lecsapolt tavakon halhoz nem jutó vidrák számára. Ezzel okozzák a vidrák a legérzékenyebb károkat (KRANZ 2000), ezért a természetvédelem és a haltermelés közötti legtöbb konfliktus is itt tapasztalható. Ugyanakkor kimondottan halteleltető tavakon korábban nem végeztek vidra halpreferencia vizsgálatokat. Két halteleltetést is végző nagy halgazdaság, az Alba Agrár Rt. és a Dinnyési Ivadéknevelő Tógazdaság biztosított lehetőséget a vizsgálatainkhoz. Tekintve, hogy ezekben a gazdaságokban több halfaj több korosztályát is teleltették, lehetőség volt preferencia vizsgálat elvégzésére. A mintagyűjtést és mintafeldolgozást Seresné Pallos Zsuzsa diplomadolgozatos diákom végezte.

A vizsgálataink célkitűzése volt a vidra táplálék- különösen haltáplálék-összetételének, továbbá halpreferenciájának vizsgálata a két tógazdaság halteleltető tavain.

Mindegyik területen célunk volt a vidra táplálékának részletes faunisztikai elemzése, a vidra jelzőszerepének vizsgálata, a védett és ritka hal- és más állatfajok jelenlétének kimutatása.

5.3. Alkalmazott módszerek

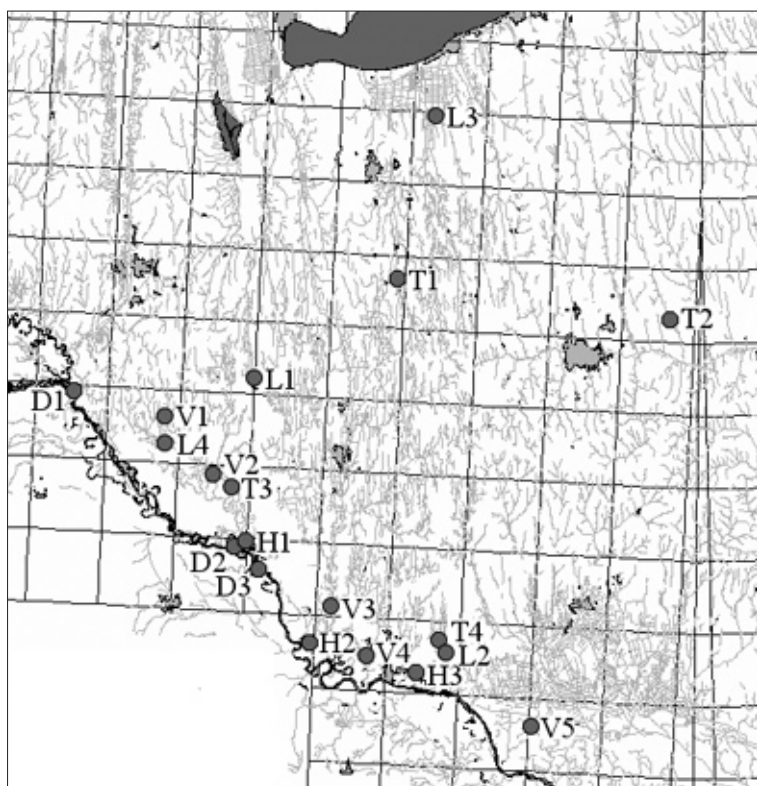
a) Táplálékvizsgálatban szereplő területek

A táplálkozásvizsgálatban szereplő területek földrajzi elhelyezkedését a 131. ábra szemlélteti.

Dráva folyó

A Dráva heves vízjárású, nagy vízhozamú folyó (átlagos vízhozama 590 m³/s, min-max: 280-2570 m³/s), jellemzőek a nyár elejei és az őszi nagyvizek, illetve a tél végi kisvizek. A nagyvízi és kisvízi vízszintek közötti különbség közel 7 m. A vízfelszín esése Órtilosnál 0,45-0,50 m/km, Barcsnál 0,25 m/km (IVÁNYI és LEHMANN 2002, SALLAI 2002), télen sem fedi jégtakaró. Szélessége, egyes szakaszokon a 200 métert is eléri. A Dráva hazai szakasza mentén, a halak élőhelyei és a jellemző halfajok alapján elkülönített több zóna is megtalálható (HARKA és SALLAI 2004), bár ezek nem különülnek el élesen. A paduczóna a Dráva és a Mura találkozásánál található. Ebben a zónában a medret kavics borítja, a víz sebessége 0,7–1,1 m/s, a víz hőmérséklete nyáron sem haladja meg a 20 °C-t, oxigéntartalma a gyors folyás és a folyóvíz keveredése miatt magas. Jellemző halai a paduc (*Chondrostoma nasus*), a galóca (*Husho husho*) és a felpillantó küllő (*Gobio uraniscopus*). A márnazonát aprókavicsos, durvahomokos aljzat jellemzi, a víz sebessége 0,5–0,7 m/s-ra, vele együtt oxigéntartalma is csökken. Jellemző halfajai a márna (*Barbus barbus*), a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), a nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*), a szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*), a homoki küllő (*Gobio kessleri*), a fokozottan védett német bucó (*Zingel streber*) és magyar bucó (*Zingel zingel*). A paduczóna és a márnazona váltakozva fordul elő a Barcs és Bélavár közötti folyószakaszon. A márnazona tipikusan a Dráva Barcs alatti részein található. A dévérzóna a folyó Drávasíkra lépésénél található, ahol alsó szakasz jellegű folyóvá válik. Medrében már csak homokot halmoz fel. A víz oxigén tartalma csökken, mivel sebessége 0,5 m/s alatt marad. A víz hőmérséklete nyári időszakban akár a 25 °C-ot is elérheti. A zónát jelző típusfajok a ponty (*Cyprinus carpio*), a halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*), a jászkeszeg (*Leuciscus idus*), a dévérkeszeg (*Abramis brama*), a lapos keszeg (*Abramis ballerus*), a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*), a bagolykeszeg (*Abramis sapa*) és a harcsa (*Silurus glanis*). A dévérzóna a Dráva baranyai szakaszán található. A Dráva-menti vizsgált területek többsége a múltbeli szigorú határzóna őrizetnek köszönhetően természeteshez közeli állapotban maradt fenn. A fokozottan védett szakaszokat leszámítva horgászattal hasznosított víz, továbbá a (vízi)turizmus is jelen van a területen. Hajók nem járják a vizsgálati területet és halászat sem folyik. Jelentősebb behatást a folyó felsőbb szakaszán működő számos vízlépcső jelent, melyek miatt például a zátonyképződés mérsékelte. A folyó ennek ellenére ma is Európa egyik legzabolátlanabb vadvíze. A Drávát övező erdők, holtágak még gyakran az érintetlenség benyomását keltik.

A magyar területre Órtilosnál belépő Dráva és az itt beleömlő Mura folyó (131. ábra) partját puhafás, fűz-nyár ligeterdő övezi. A Dráva főmedrének meredek parti régiójában állományalkotó a fehér fűz (*Salix alba*), melynek hatalmas példányai élnek a víz közelében. Közülük egy-egy vízbe dől az áradások idején, ezzel fontos új élőhelyet teremtve. A partközelen előfordulnak a fehér nyár (*Populus alba*) óriási termetű példányai. A cserjeszintben például a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*) található meg. A part közelében gyakori a mandulalevelű bokorfűz (*Salicetum triandre*). A kavicszátonyokon csermelyciprus (*Myricario-Epilobietum*) és csigolya bokorfűzesek (*Rumici crispi-Salicetum purpureae*) található (IVÁNYI és LEHMANN 2002). A drávai kavicszátonyokon csértelepek találhatóak melyeken a kűszvágó csér (*Sterna hirundo*) mellett a ritka kis csér



131. ábra: A vizsgált területek földrajzi elhelyezkedése

Jelmagyarázat: Dráva szakaszok: D1 – Órtilos, D2 – Bélavár, D3 – Vízvár Holtágak: H1 – Bélavár, H2 – Babócsa, H3 – Barcs, Kisvízfolyások: V1 – Gyékényes, V2 – Berzence, V3 – Babócsa, V4 – Drávaszentes, V5 – Lakócsa, Lápok: L1 – Baláta-tó, L2 – Darány, L3 – Fehérvíz, L4 – Lankóci erdő Halastavak: T1 – Boronka-m. TK, T2 – Fonó Tavak: T3 – Somogyudvarhely, T4 – Barcs-Középrigóc. UTM háló, osztása 10 x 10 km.

(*Sterna albifrons*) is előfordul. A folyó egyik ritkasága a drávai tegzes (*Platyphylax frauenfeldi*) amely az egész Földön kizárólag a Drávában él.

Bélavárnál és Vízvárnál az uralkodó fehér fűz és fekete nyár (*Populus nigra*), vénic szillel (*Ulmus laevis*) és az Alpokból származó ritka hamvas égerrel (*Alnus incana*) társul. Az áradások miatt rendkívül dús aljnövényzet alakult ki. Helyenként a téli zsurló (*Equisetum hiemale*), vagy a ligeterdők tisztásain, utak mentén a magasszárú kocsord (*Peucedanum verticillare*) is előfordul. A folyó közvetítésével terjed az adventív aranyvessző (*Solidago gigantea*), a bíbor nyenyúlhozzám (*Impatiens parviflora*) és a süntök (*Echinocystis lobata*). Ezek mellett a nagy csalán (*Urtica dioica*) teszi nehezen megközelíthetővé a vízpartot. A mellékágakban mandulalevelű bokorfüzesek (*Polygono hydropiperi-Salicetum triandrae*), fekete nyár ligetek (*Carduo crispum-Populetum nigrae*), fűzligetek (*Leucojum aestivi-Salicetum albae*) és a fehér nyár ligetek (*Senecioni sarracenicum-Populetum albae*) jellemzőek.

Órtilosnál a folyó külső ivén, a partvonalat kikövezték. A partoldal mindegyik mintavételi területen a vidra kiszállása szempontjából meredek és magas. A vidraürülékek gyűjtése az őrtilosi vasútállomástól (Szent Mihály-hegy) kiindulva, a Mura menti

magyarországi folyószakaszon történt. Bélaváron a mintavétel a Dráva és a Zsdála patak torkolata körzetében, szintén fokozottan védett területen, míg Vízváron a part menti fűzfák alatti vidra kiszálló helyeken és a kövezett sarkantyún zajlott.

Drávai holtágak

A Dráva menti holtágakat (131. ábra) alacsonyabb térszínen puhafa-ligeterdők és égeres mocsárerdők (*Angelico sylvestri-Alnetum*), magasabb térszínen tölgy-kőris-szil ligetek, égerligetek (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*) övezik (IVÁNYI és LEHMANN 2002, JUHÁSZ 2004). A Bélavár község közelében található sekély vizű holtágat szinte háborítatlan puhafa ligeterdő veszi körül. Horgászat csak az út menti szakaszokon fordul elő. A vízparton uralkodó fafaj a fehér fűz, melynek vízbe dőlt törzsei ideális pihenő és táplálkozó helyet jelentenek a vidra számára. A holtág vízfelületét egyre nagyobb kiterjedésben, legalább felényi részben növényzet borítja. A viszonylag gyér aljnövényzetű vízparti fák alatt a téli zsurló alkot állományt. A magasabb térszínen fekvő tölgyerdőben gyakori a mogyoró (*Corylus avellana*), a vénic szil és a mezei juhar (*Acer campestre*). Mintavétel a holtág mentén, a fűzfák alatt és a vízbe dőlt fák törzséről, továbbá a holtágat tápláló időszakos vízfolyás hídja alatt és partvonal mentén történt.

A Babócsa közelében fekvő „Erzsébet-szigeten” található külső-holtágat és az Ó-Drávát, valamint a sekély felhagyott kavicsbánya gödröket puhafás ligeterdő veszi körül. Társulás alkotó fafaja a fehér fűz, elegyfaaként előfordul a gyertyán (*Carpinus betulus*) és kocsányos tölgy is. A fűzláp állományalkotó faja a rekettyefűz (*Salix cinerea*). A holtágat kísérő galériaerdő cserjeszintjében gyakran előfordul a veresgyűrű som, ritkábban a galagonya (*Crataegus monogyna*). A lágyszárú növények között leggyakoribb az aranyvessző és a téli zsurló. Nyári időszakban, kevés csapadék esetén, a magasságsal és fehér fűzessel övezett vízpartú Ó-Dráva ág, továbbá a sulyommal (*Trapa natans*) és egyéb hínárral borított kavicsgödrök vízmélysége jelentősen csökken, majd vízszintje csak nagyobb esőzések után emelkedik meg ismét. A terület kiváló táplálkozó helyet jelent a madárvilág és a vidra számára egyaránt. A mintagyűjtést alapvetően a külső holtágon, az Ó-Dráva holtág parti zónájában vízbe dőlt fákról, részben a közeli kubikgödrök mentén végeztük.

Barcs határában található a Drávától természetes úton elszigetelődött Kis-bóki holtág. A holtág hínárnövényzetében él a tündérfátyol (*Nymphoides peltata*), az elmocsarasodó végeinél apró békalencsés (*Lemnetum minoris*) és békabuzogányos (*Sparganium erectum*) növénytársulások alakultak ki. A Kis-bók meredek partoldalán keményfaliget (*Fraxino pannonicæ-Ulmetum*) jellegű állomány húzódik. A holtág horgászhasznosítás alatt áll, növényzete és állatvilága az év nagyrésztében zavarásnak kitett. A mintagyűjtés a part menti horgászállásokon és a bokorfűzek között történt.

Kisvízfolyások

Vidratáplálkozás vizsgálatot a Dráva régió kisvízfolyásai közül öt szakaszon, így a Dombó-csatorna két szakaszán (Gyékyenesnél és Berzencénél), a Babócsai Rinyán (Babócsánál), a Barcs-Komlósi Rinyán (Barcs-Drávaszentésnél) és a Korcsinán (Lakócsánál), továbbá a Balaton vízgyűjtő területén található Tetves patakon (V6 – Látrány) végeztük (131. ábra).

Mindegyik kisvízfolyásra jellemző, hogy partján nincs mesterséges partvédelem (kövezés, betonozás), a mintavételi helyszíneken a partvonalukat alapvetően gyér füves növényzet, illetve változó szélességű nádas-sásos szegély övezi. Bár esetenként érintkeznek, vagy közel helyezkednek el más, potenciális zsákmány fajok számára alkalmas élőhelyekkel, de környezetükben a mezőgazdasági területek dominálnak. A vizsgált vízfolyás szakaszoktól számolva a legközelebbi állóvizek (mint halban gazdagabb terü-

letek) viszonylag távol található (1,4 km, 1,9 km, 3,3 km, 2,3 km, 5,3 km és 2,4 km, a vizsgált területek sorrendjében), a vízkivétel és a horgászat nem jelentős.

A Dombó-csatorna 1-2 m szélességű, kb. 0,5 m mély, átlagosan 1,0 m³/s vízhozamú (min.-max.: 0-9,4 m³/s, a táplálékvizsgálat időszakában), alkalmanként kiszárad. A csatorna partvonala Gyékényes határában füves, amit rendszeresen kaszálnak, fás száru növényzettől mentes. A mederben foltokban vízínövényzet fordul elő, a csatorna mentén szántóföldi növénytermesztés zajlik. Mintavételt a közúti híd alatt, valamint a híd melletti partszakaszon végeztük. A Dombó-csatorna partja Berzence község közelében is füves, medrét sás borítja, a pangó vízben a vizezők (*Nuphar lutea*) levelei alatt megél néhány sekély, felmelegedő vizet elviselő halfaj. A csatornapart mentén legettetésre alapozott állattartás és növénytermesztés folyik. A mintavételt a közúti híd alatt, valamint annak közelében, a vízparton végeztük.

A Babócsai Rinya (patak) kb. 2,5-3,0 m széles és kb. 0,5 m mély, felső szakaszán halastörzsekkel áll összekötésben. Átlagos vízhozama 3,7 m³/s (min.-max.: 0,06-43,5 m³/s), vagyis a vizsgált vízfolyások közül a leginkább bővizű, vízhozama nagymértékben ingadozó, de nem szárad ki. A Babócsa melletti szakaszon a medrét helyenként nád, a partoldalt sás fedi, partoldalát a híd közelében kikövezték. A nagyrészt füves patakmeder mentén gyepterület, valamint szántóföldi növénytermesztést folytatnak. Az utóbbi években (a táplálkozásvizsgálatra történő mintagyűjtést követően) közműfejlesztés kapcsán jelentős partátalakító munka folyt. A mintavétel a híd alatti terület, valamint a közeli vízparton, a kövezésen és a magassásos parti zónában történt.

A Barcs-Komlósi Rinya Barcs-Drávaszentes határában, a mintavételi helyszínen kb. 1,5 m széles, 30-50 cm mélységű, az átlagos vízhozama 0,33 m³/s (min.-max.: 0,02-1,7 m³/s), időszakosan csak állóvíz foltok található a mederben. A Rinya medre nádassal benőtt, a közelben égeres található, a vízfolyás mentén a szántóföldi növénytermesztés a meghatározó. Mintavételt a patak hídja alatt és annak közelében végeztük.

A Kocsina-csatorna Lakócsa határában helyenként 3-4 m szélességű és 0,5-1,0 m mély vízfolyás, melynek átlagos vízhozama mindössze 0,40 m³/s (min.-max.: 0-2,2 m³/s). Ez a csatorna a környező mezőgazdasági területeket behálózó csatornarendszerről gyűjti össze a csapadékvizet. Révfalunál zsilipen keresztül jut a Drávába, vízszintje szabályozott. Aszályos időszakban a víz áramlása megszűnik, a meder helyenként kiszárad. Ugyanakkor összefüggő szakaszokon csekély halállományú pangó víz marad fenn, melyet nagyrészt vízínövényzet borít. A csatorna vizsgált szakasza mentén jellemzően szántóföldi növénytermesztés zajlik. Mintagyűjtést a Lakócsa melletti közúti híd alatt, és annak közelében végeztük.

A Látrányi Pusztai Természetvédelmi Terület a Balaton déli partvonalának közelében található, a külső-somogyi dombok közé ékelődik. A száraz homokpuszta gyepek, a nedves mocsárrétek, a patak menti kaszálórétek, az erdőfoltok, vagy homokgödörök sok érdekes és ritka állatnak és növényfajnak biztosítanak élőhelyet (szerk.: ÁBRAHÁM 2003) A védett terület határán folyik a Tetves patak, amely a Balatoni Halgazdaság Irmapusztai kerületében található halastavak egyik fő tápláló vízfolyása. A mintagyűjtést Látrány és Visz községek között, a patak mentén, valamint egy közúti (Visz) és két földút hídja alatt, kb. 1300 méteres partszakaszon, hathetenkénti gyakorisággal végeztük.

Lápok

A vizsgált négy lápos terület elhelyezkedését a 131. ábra szemlélteti. A Baláta-tó Belső-Somogyban, a Somogyszobhoz közeli Kaszó-pusztai erdők által övezett mintegy 174 ha-os lágmedencében található, 1952-től védett, jelenleg fokozottan védett és erdőrezervátum veszi körül. A magasabb térszín jellemző erdőtársulása a gyertyános-tölgyes (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*) és a cseres-tölgyes (*Asphodelo-Quercetum roboris*).

A lápot égeres (*Carici elongatae-Alnetum*) övezi. Ezen belül sásrét, mocsárrét, majd beljebb haladva fűzláp (*Calamagrosti-Salicetum cinereae*), részben tőzegmohás fűzláp (*Calamagrosti-Salicetum cinereae sphagnetosum*), majd zombékosok (*Caricetum elatae*), valamint nádasok (*Scirpo-Phragmitetum*) és gyékényesek (*Scirpo-Phragmitetum typhetosum*) található. Az úszólápon tőzegmoha fajok (*Sphagnum palustre* és *S. subsecundum*) és tőzegráfrány (*Thelypteris palustris*) él. Speciális klimatikus viszonyainak köszönhetően, ritkaságnak számító jégkori reliktum faj, így a tőzegeper (*Comarum palustre*), melegkori reliktum faj, így a szívéslevelű hídör (*Caldesia parnassifolia*), vagy szubtrópusi faj, így a rovarfogó aldrovanda (*Aldrovanda vesiculosa*) egyaránt megtalálható a területen. Egyéb ritka fajok a vidrafű (*Menyanthes trifoliata*), a lápi békabuzogány (*Sparganium minimum*), a lápi csalán (*Urtica kioviensis*) is előfordulnak. A láp (és környéke) élőhelye a keresztes vipera (*Vipera berus* var. *prester*) fekete változatának, a mocsári teknősnek (*Emys orbicularis*), a cigányrécének (*Aythya nyroca*), a fekete gólyának (*Ciconia nigra*), a réti sasnak (*Haliaeetus albicilla*). A védett területen 168 madárfajt figyeltek meg. A láp vizének utánpótlását csapadékvíz biztosítja, nincs elfolyó, vagy befolyó vize. A helyenként 2,5-3 m-es mély nyíltvíz nehezen megközelíthető, egyes években (1948-1950, 1992-1993) kiszárad (KASZA és MARIÁN 2001), így történt ez a vizsgált időszakban is, 2003 nyarának végén. A talajvízszint a mérések szerint (MEZEI ERVIN adatközlése alapján), a vizsgálat első évében (2002/2003) $910 \pm 37,8$ mm, a második, aszályos évben (2003/2004) $163 \pm 160,3$ mm volt. A két év adatai közötti különbség szignifikánsnak bizonyult (kétmintás t-próba, $t=4,45$, $P<0,05$). A láp halkészletében, a parti zónában végzett halfaunisztikai felmérés alapján (SALLAI ZOLTÁN adatközlése), nem őshonos halak domináltak. Közülük, a leggyakoribb (kb. 60%-ban) ezüstkárász (*Carassius auratus*) mellett gyakori volt még a naphal (*Lepomis gibbosus*) és a razbóra (*Pseudorasbora parva*). Ritkábban fordult elő az őshonos széles kárász (*Carassius carassius*), a kurta baing (*Leucaspis delineatus*) és a réti csík (*Misgurnus fossilis*). A területről további részletek MARIÁN (1957), MAJER (1989-1990), BORHIDI és SÁNTA (1999), KASZA és MARIÁN (2001) munkáiban olvashatók.

A Darányi Nagyberék, vagy Nagyberék (a Balatoni Nagyberéktől való megkülönböztetés érdekében alkalmazzuk a „Darányi” elnevezést) Barcs és Darány között terül el a Duna-Dráva Nemzeti Parkon belül, a Barcsi Borókás Tájegység része, szintén fokozottan védett terület. A belső-somogyi homokdűnékhez tartozó területen főként kékperjés cseres-tölgyesek (*Molino-litoralis-Quercetum cerris*) és égeres láperdők (*Carici elongatae-Alnetum*) alkotják a természetes növényzetet (JUHÁSZ 2005, 2007). Közel 50 láptó található a tájegységben ezek közül legnagyobb a Nagyberék, melyet égeres láperdő övez. Csapadékos években a víz alatt álló területe megközelíti a 100 hektárt. Az átlagosan kb. 30 ha kiterjedésű láptó vízmélysége többnyire 1 m körüli, maximálisan 1,7 m. Egyes években kiszárad, így történt ez 2003 nyár végén, majd az őszi csapadékvíz feltöltötte. A Nagyberék hínárvegetációja gazdag, jellemző hínártársulása a tündérrózsa-hínár (*Nymphaeetum albo-luteae*), a békatutaj hínár (*Hydrocharitetum morsus-ranae*) és a rence-békalencse hínár (*Lemno-Utricularietum vulgaris*) (részletesebben: JUHÁSZ 2005, 2007). A láp és a körülvevő égererdő számos vizes élőhelyhez kötődő ritka faj, például a fokozottan védett cigányréce, a fekete gólya, a réti sas, és a mocsári teknős élőhelye. A Nagyberék halkészletében halfaunisztikai felmérés alapján, az ezüstkárász dominált (67%), mellette gyakori volt még a razbóra és a széles kárász, továbbá előfordult naphal és réti csík (SALLAI ZOLTÁN adatközlése). A Barcsi Borókás Tájegység élővilágát a Dunántúli Dolgozatok sorozat kötetei (I-IV) részletesen ismertetik (szerk. UHERKOVICH 1980, 1982, 1984, 1985).

A Fehérvízi-láp, vagy Fehérvíz Természetvédelmi Terület (TT) a Táska, Buzsák, Somogyzentpál, Balatonfenyves által határolt területen belül található. 1997 óta védett, kiterjedése 1537 ha. A Fehérvíz TT a Balatoni Nagyberék élőhely együttes része. A korábbi, természetes állapotok megváltoztatására az 1856-58-as Sió-szabályozás gyakorolta a legnagyobb hatást. A százötven évvel ezelőtt megkezdett lecsapolási munkálatok miatt az egykori lápvidék területe napjainkra jelentősen megcsappant. A lápvidéket a Balatonnal már csak öcsatornák, szabályozott vízfolyások kapcsolják össze. Vízutánpótlását a csapadékon kívül patakok is biztosítják. A lápterületek (Fehérvízi láp, Ordai-, Csehi- és Zardavári-berék) jelentős része egy méterrel mélyebb fekvésű a Balaton közepes vízszintjénél. Ezért a berék vizét szivattyúval emelik át a Balaton irányába. A Nagyberék területén agyagos-homokos, meszes láp- és tözeges talajokon ovális hosszanti lapos háta, zizenyős mélyedések, lápteknők váltakoznak. A terület vegetációja változatos, nádasok (*Scirpo-Phragmitetum*), gyékényesek (*Scirpo-Phragmitetum typhetosum*) mellett fűzlápok (*Salicetum cinerae*), éger-kőris erdők (*Fraxino-pannonicae-Alnetum*) és mezofil jellegű termőhelyeken láprétek (*Eriophorion latifolii*), legelők, valamint elgyomosodott gyepek találhatók. A vizsgálat kezdetekor a kiszáradással együtt járó degradáció mellett, az akkor még kivitelezés előtt álló új autópálya veszélyeztette leginkább a területet. A vizsgálat a területen azóta megvalósított vizes élőhelyrekonstrukció és autópálya építés előtt ért véget. A területen a leggyakoribb hal az ezüstkárász (74%), mellette viszonylag gyakori a vörösszármú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*), ritkább a naphal és a törpeharcsa *Ameiurus melas* (SALLAI ZOLTÁN adatközlése).

Gyékényes határában, a Duna-Dráva Nemzeti Parkban elterülő Lankóci-erdő (vagy Lankóczi erdő) állandóan vízzel borított termőhelyeinek jellemző fás növénytakarása az égeres mocsárerdő (*Angelico sylvestri-Alnetum*). Ennek tömeges fafaja az enyves éger (*Alnus glutinosa*), jellemző cserjéi a kányabangita (*Viburnum opulus*), a rekettyefűz (*Salix cinerea*), gypsintjében gyakori a posványás (*Carex acutiformis*). Az égeres mocsárerdőkhöz kapcsolódó szinten állandóan vízzel borított nádasok és magassásosok egy része a csökkenő vízborítás következtében beerdősülőben van. A vizsgált területen nagy kiterjedésűek az égerligetek (*Carici pendulae-Alnetum*, *Paridi quadrifoliae-Alnetum*). Ezek talaján csak ősztől tavaszig, magasabb vízállás esetén fordul elő talajszint feletti vízborítás. Az égerligetek területén hajdani sekély folyó-mellékágak maradványai húzódnak, ezek mederrendszerében az év egy részében víz áll. Az égerligetekenél kissé magasabb térszíneken tölgy-kőris-szil ligeterdők (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*) alkotják a természetes növénytakarót (JUHÁSZ 1998, 2004). A területen korábban halastavakat létesítettek, melyeken a haltermelést mára felhagyták. A Lankóci-erdő északi részén folyik át a Dombó-csatorna. Az egyébként igen változatos és különlegesen szép területen az erdészeti beavatkozások (tarvágások) miatt a degradáció számos jele látható. Mintavétel, a terület morotvatavain, felhagyott halastavain és a Dombó-csatorna hídjánál, továbbá az égeres mocsárerdőben történt.

Természetvédelmi- és horgászati kezelésben levő tavak

A Duna-Dráva Nemzeti Park Barcsi Borókás tájegységének részét képező Középrigóci tőrendszer nyolc halastavát a Rigóc-patak felduzzasztásával létesítették. A felhagyott tavak természetvédelmi kezelés alatt állnak. A nyílt víz, valamint a lebegő és gyökerező hínártársulások (*Lemnetum minoris*, *Parvopotameto-Zannichellietum palustris*, *Nymphaeetum albo-luteae*) alárendelt szerepet játszanak. Főként mocsári növényzet, nádasok (*Phragmitetum australis*, *Typhetum latifoliae*) és magassásosok (*Caricetum acutiformis*), helyenként rekettyefüzesek és kisebb égerfa csoportok hódították meg az egykor mesterséges halastó medreket. A tavakat körülvevő erdők nagy része az egykor

nagy kiterjedésű égeres mocsárerdők (*Angelico sylvestri-Alnetum glutinosae*) kiszáradásával létrejött jellegtelen égeres. Az égeres mocsárerdőnek már csak egy kis maradványa található (a halastavaktól keletre), aljnövényzetében a mocsári sás (*Carex acutiformis*) dominál (JUHÁSZ 1996a,b). A nagy kiterjedésű erdők aljnövényzetében szeder (*Rubus caesius*) és csalán (*Urtica dioica*) fordul elő leggyakrabban. Egyre nagyobb problémát jelent az alkörmös (*Phytolacca americana*) és a kései meggy (*Prunus serotina*) térhódítása. Mintagyűjtést a tavak töltésein, a zsilipek alatt, az árapasztókon és a zsilipekhez közeli patakmeder mentén végeztünk.

A Somogyudvarhely határában található, felhagyott kavicsbánya tavak gyorsan mélyülő partját fűzliget (*Salicetum albae*) szegélyezi. Ezen belül, a parti régióban meghatározó a rekettyefűz (*Salix cinerea*), emellett előfordul a kosárkötő fűz (*Salix viminalis*), a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), a csak helyenként záródó lombkoronaszintben pedig a fehér nyár (*Populus alba*) és az enyves éger (*Alnus glutinosa*). A partközeli sekélyebb vizekben helyenként kis foltokban sás is megtalálható. A tavak a Duna-Dráva Nemzeti Park részét képezik, rajtuk intenzív horgászhasznosítás folyik. Ezért a mintagyűjtést a horgászatnak legkevésbé kitett két nagyobb kiterjedésű bányató partján és a tavakat összekötő csatorna mentén végeztük.

Halastavak

A Fonói halastó Külső-Somogyban található (131. ábra). A tavat tápláló Baté-Magyaratádi vízfolyás (régi nevén Malom-árok) a Kapos folyó vízgyűjtőjéhez tartozik. Ezen a vidéken 3-5 km-es távolságban levő, ÉNY-DK-i irányú vízfolyásokon mesterséges tavak és víztározók találhatóak. A természetes növényzetet nagyrészt gyertyános-tölgyes (*Helleboro dumetorum-Carpinetum*) és cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) erdők alkották, ezeknek jelenleg csak kisebb maradvány állományai vannak meg, a szántóföldek közé ékelődve. A tó nyugati partján, nagyobbbrészt egészen a tó partvonaláig cseres-tölgyes erdő húzódik. A szántóföldekkel szabdaltnak származású erdő faállományának kora a vizsgálat kezdetekor (1991) kb. 65 év, kiterjedése mintegy 70 ha volt. A tó északi oldalán kis kiterjedésű rét és bokorfűz (*Salix cinerea*), valamint a tápláló patak mentén magassásos (*Caricetum acutiformis-ripariae*) és nádas (*Scirpo-Phragmitetum*) teszi változatossá a növényzetet. A halastó keleti oldalán nagy kiterjedésű szántóföld, délen nyílt legelő, valamint elgyomosodó fás legelő (*Betula pendula*, *Robinia pseudo-acacia*) húzódik.

A Fonói halastó körzetében (rövidítése: FHTk) végzett vizsgálat hat évét három időszakra osztottuk fel (LANSZKI et al. 2001) a gazdálkodásban bekövetkezett lényeges változások miatt. Az I. időszak (1. és 2. vizsgálati évek) 1991. decembertől 1993. novemberig, a II. időszak (3. és 4. vizsgálati évek) 1993. decembertől 1995. novemberig és a III. időszak (5. és 6. vizsgálati évek) 1995. decembertől 1997. novemberig tartott. Az I. és a III. időszakban a főbb élőhelytípusok eloszlása nem különbözött szignifikánsan egymástól, azonban a II. időszak - amikor nem történt halasítás és vízfeltöltés - ezekről lényegesen eltért (LANSZKI et al. 2001). A vizsgálat első időszakában (rövidítése FHTk_I) a halastó felülete 12 ha, a csatlakozó vizes élőhelyekkel együtt kb. 30 ha volt. A második időszakban (FHTk_{II}) a halastó vízzel való feltöltése és halasítása elmaradt, a vízhez közeli erdőrész egy részét letermelték, a vadföld-gazdálkodást befejezték. A tó medrének szárazra kerülésével, valamint a letermelt területre és vadföldekre magára hagyásával gyomtársulások váltak uralkodóvá. Ekkor a területen átfolyó patakban kis-méretű, gazdaságilag jelentéktelen halak fordultak csak elő. A halastó privatizációját követően (a negyedik vizsgálati év végén) a tó töltésének rekonstrukciója, a részleges mederkostrás és a part karbantartása megtörtént. A vízfelület a harmadik időszakban

(FHTk_{III}) 17-18 ha, a csatlakozó vizes élőhelyekkel együtt továbbra is kb. 30 ha volt. Az első és a harmadik időszakban a halászati tevékenység polikultúrás népesítéssel, ponty dominanciával zajlott. A területről részletesebb leírás az alábbi munkákban található: LANSZKI et al. (2001) és LANSZKI (2002).

A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet (131. ábra) Belső-Somogy északi részén található. A jellegzetes belső-somogyi táj élővilágának és azok élőhelyeinek megőrzésére 1991-ben létesítették a Boronka-melléki Tájvédelmi Körzetet (rövidítve: BmTK), melynek összterülete 8800 ha. Rendkívül változatos és értékes élőhely típusokat foglal magába a száraz homoki gyepektől, a fás legelőkön, mocsárréteken és lápokon át, a gyertyános tölgyesekig és a síkvidéki homoki bükkösökig.

A tájvédelmi körzet két főpatakja, a Boronka- és az Aranyos-patak a Balaton vízgyűjtőrendszeréhez tartozik. A BmTK erdővel vezetett, hat tóból álló Dávodi halastórendszerét a 19. század végén égerláp-erdős (*Carici elongatae-Alnetum*, *Angelico sylvestri-Alnetum*, *Carici pendulae-Alnetum*) területen alakították ki. Az eutróf tavak kiterjedése 83 ha, vizük sekély (átlagos mélység 2003-ban 0,7-0,8 m), a tavak területének felét nádas (*Scirpo-Phragmitetum*) borítja. A tavakat fűz- (*Calamagrosti-Salicetum cinereae*) és égerlápok, valamint nagy kiterjedésű gyertyános-tölgyesek (*Fraxino pannonicarum-Carpinetum*) veszik körül, amelyekben szigetszerűen bükkös (*Leucojo verno-Fagetum*) és cseres-tölgyes (*Asphodelo-Quercetum roboris*) foltok találhatóak. A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet növényzetéről és állatvilágáról az ÁBRAHÁM (1992) által szerkesztett kötetben található további részletek. A halastavak a Somogy Természetvédelmi Szervezet természetvédelmi célú extenzív-jellegű területkezelése alatt állnak.

A Petesalmi halastórendszer a Mike és Lábod közötti nagy kiterjedésű tölgyerdőben (*Asphodelo-Quercetum roboris*, *Fraxino pannonicarum-Carpinetum*) helyezkedik el (131. ábra). A tavakat tápláló rinya eredése igen közel van akár a Kapos folyó eredéséhez, amely ezután keleti irányba folyik, akár a Boronka-patak eredéséhez, mely északi irányba a Balaton felé folyik. A Petesalmi tórendszer tápláló Rinya a Dráva folyó vízgyűjtőjéhez tartozik, egyike a később Babócsai Rinya néven egyesülő patakoknak. A 14 kisebb-nagyobb tóból álló halastórendszer kiterjedése kb. 150 ha, eutróf, felületének kb. 30%-át nádas (*Scirpo-Phragmitetum*) borította a vizsgálati időszakban. A tavakat fűzláp (*Calamagrosti-Salicetum cinereae*) veszi körül. A területet a Somogy Természetvédelmi Szervezet kezeli, a tavakon extenzív jellegű halgazdálkodás folyik. Itt található Magyarország kimondottan e célra létesített vidraparkja, ahol elárvult vidrakölykök felnevelése, valamint sérült vidrák gyógykezelése és eredeti környezetbe való visszahelyezésükre történő felkészítés folyik.

Halteleltetők

A vidra halteleltető tavakon tapasztalható predációjának vizsgálata két halteleltetéssel is foglalkozó Fejér megyei halgazdaságban, a Székesfehérvárhoz közeli Alba Agrár Rt. tavain és a Dinnyési Ivadéknevelő Tógazdaságban zajlott. Az Alba Agrár Rt. tórendszerén 10 termelő tavon (összesen 210 ha) és 13 teleltető tavon (egyenként 1000 m², összesen 1,3 ha) gazdálkodnak. A lehalászásokat követően a gazdaság által termelt és eladásra nem kerülő halállományt (mindhárom korosztályát) itt teleltetik. Teljes üzemi polikultúrás (pontydominanciájú) haltermelést folytatnak teljes vertikumban (különböző korosztályokkal). A 0,6-1,2 m vízmélységű eutróf tavakat széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*) övezi, a teleltető tavakat erdősáv, szántóföld, forgalmas főút, csatornapart és hétvégi házak határolják. A tórendszer vízellátását a Gaja patak biztosítja. A tavak köze-

lében nincs más vizes élőhely. A gazdaság területén belül két lakott vidravár ismert. A madarak közül a sirályok látogatják nagy számban a tavakat.

A Velencei tavat délről megkerülő 7-es út mellett, Dinnyés község külterületén található a Magyar Haltermelők Szövetségének halszaporító és ivadéknevelő tógazdasága. Saját tenyésztésű törzskönyvezett halfajtájuk a Dinnyési tükrös ponty. A Dinnyési Ivadéknevelő Tógazdaság tőrendszerén a halastavi halfajok, így ponty és Koi (*Cyprinus carpio*), amúr (*Ctenopharyngodon idella*), fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*), pettyes busa (*Hypophthalmichthys/Aristichthys nobilis*), hibrid busa, süllő (*Sander lucioperca*), harcsa (*Silurus glanis*), csuka (*Esox lucius*), compó (*Tinca tinca*) és keszegfélék szaporítását és nevelését végzik. Ezüstkárászt (*Carassius auratus gibelio*), razbórát (*Pseudorasbora parva*) és fejes domolykót (*Leuciscus cephalus*) kis mennyiségben szintén tartanak a téli időszakban a ragadozó halak táplálására. A 152 hektáron elterülő gazdaságban a halastavak összesített területe 109 hektár, ebből 8 nagy tó, 14 telelő medence (40750 m³) és 6 ivató medence, továbbá 9 előnevelő tó áll a haltermelés rendelkezésére. A vízellátás a pátkai víztározóból a Császárpatakon keresztül történik, amely egyben a Velencei-tavat is táplálja. A tavak parti növényzetét széleslevelű gyékény, vízi harmatkása (*Glyceria maxima*) és mocsári nőszirm (*Iris pseudacorus*) alkotja. A tógazdaság területe Natura 2000 terület. Szomszédságában található a Velencei-tó, a fokozottan védett Madárrezervátum, 1979 óta Ramsari területek. A tavak területén vidravár nem ismert. Azonban a halfogyasztó állatok (gémfélék, vidra) rendszeres jelenléte miatt elsősorban előnevelt és piaci hal előállításal foglalkoznak. Mindkét területet kutyákkal és őrző személyzettel védik. A mintagyűjtés mindkét területen a teleltető tavak töltésein zajlott (SERESNÉ 2006).

b) Mintagyűjtés és mintafeldolgozás

A mintagyűjtést standard útvonalakon és rendszeres gyakorisággal végeztük. A mintagyűjtés összefoglaló adatait a 7. melléklet tartalmazza.

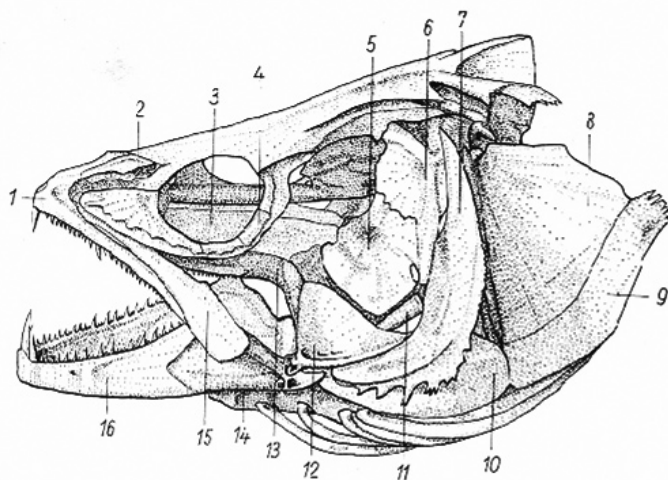
A hullatékmintákat egyesével (mindegyiket külön-külön) papírtasakba gyűjtöttük és szellős, száraz helyen megszáritottuk, majd területenként és időszakonként rendszerezve léghőmérsékleten tároltuk feldolgozásig. A korábbi vizsgálatokban (kb. 2001-ig) száraz technikát alkalmaztunk, majd áttértünk a nedves technikára. Utóbbi bár időigényesebb, de nagy előnye, hogy alkalmat ad biomassza (mennyiségi) összetétel számításra. A feldolgozáshoz a mintákat külön-külön petri-csészébe helyeztük és néhány óráig vízben áztattuk. A hulladék mintákat 0,5 mm-es lyukbőségű szitán, folyóvízben átmostuk, majd szobahőmérsékleten kiszáritottuk. Ez jobb megoldás, mint szárítószekrényben szárítani, ugyanis a gyors szárításkor a halcsontok 10%-kal is összezsugorodhatnak (KRUK 1995), így precíz mérésre kevésbé lennének alkalmasak. Minden azonosítható prédamaradványt elkülönítettünk, majd a különböző fajhoz (illetve taxonhoz) tartozó táplálékmaradványokat külön-külön 0,01 g pontossággal lemértük.

A táplálék elemek taxonómiai meghatározása a halaknál pikkely, garatfog és különböző koponyacsont (132. ábra) határozó atlaszok és más határozó kulcsok (BERINKEY 1966, PINTÉR 1989, KEMENES 1993, KNOLLSEISEN 1996, CONROY et al. 1993, CARSS és NELSON 1998, KLOSKOWSKI et al. 2000, HARKA és SALLAI 2004), valamint referencia csont és pikkelygyűjtemény alapján történt. A ponty és az ezüstkárász garatfogát és pikkelyeit a 133. ábra szemlélteti.

A saját készítésű pikkely és halcsont referenciagyűjtemény azért fontos, mert a halak pikkelyformái testfajanként eltérőek, illetve a határozó atlaszok nem tartalmazzák az összes hazai halfajt.

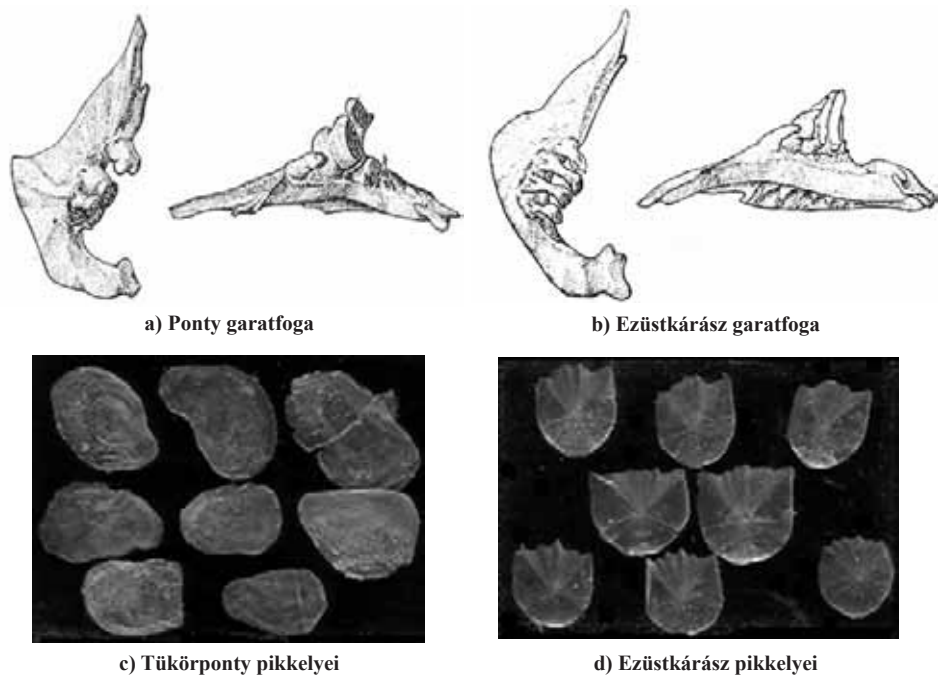
Az emlősök határozása koponyacsontok és fogazat (SCHMIDT 1967, MÁRZ 1972, UJHELYI 1989, saját referencia gyűjtemény), a madaraké toll és koponyacsontok (BROWN et al. 1993, referencia tollgyűjtemény), a hüllőké szarupikkelyek és csontok (DELY 1983), a kétélűeké csontok (PAUNOVIC 1990), a gerincteleneké kitévelés (pl. MÓCZÁR 1969, referencia gyűjtemény) alapján zajlott. A mocsári teknős maradványok vidra hullatékból történő azonosítása érdekében egy másik területen (Korcsina-csatorna, Lakócsa, Somogy megye) elpusztultan talált mocsári teknős csont- és bőrpreparátumát használtuk fel. (Az elpusztultan talált védett állatok preparátumainak tartására engedéllyel rendelkezünk.) Növények, különösen a magvak határozását SOÓ és KÁRPÁTI (1968) munkája alapján végeztük. A legkisebb ismert táplálékelem számot (CARSS és NELSON 1998) a hullatékból talált, határozásra alkalmas csontok száma alapján határoztuk meg. A vidrahullatékokból gyakrabban előkerülő kétélűek és halak egyaránt rendelkeznek páros csontokkal, így például a koponyában, illetve a kétélűek csípő- és combcsontjai említhetők kiváló határozóbélyegként. Ezeket a legkisebb ismert táplálékelem szám megállapítása érdekében nemcsak párba állítottuk, hanem méretük szerint is elkülönítettük. Például, ha egy hulladékban 5 db ezüstkárász garatfogot találunk, amiből 3 db jobboldali és 2 db baloldali, és hasonló méretük alapján párba állíthatók, akkor 3 példány elfogyasztását jegyezzük fel. Ha ezek mellett 4 db jobboldali ezüstkárász kopolytülemez is találunk, akkor minimum 4 példányról van szó. A mérési és határozási adatokat jegyzőkönyvben rögzítettük.

A vidra hullatékokban talált emlős maradványok azonosítása érdekében – a zsákmány fogai és koponyacsontjai hiányában – speciális technikát alkalmaztunk. Az emésztés során épen maradó, hullatékból talált szőrszálak közül 4-5 fedőszőrt gyűjtünk ki, majd ezeket tárgylemezre, vékony rétegben felkent 5 %-os meleg zselatin-oldatra helyeztük. A zselatin megszáradása után a szőrszálakat lehúzáva, 300x-os nagyítású fénymikroszkóp alatt vizsgáltuk a szőrszál kutikula mintázatát. A határozáshoz szőrhatózó atlaszokat (DEBROT et al. 1982, TEERINK 1991) és saját készítésű referencia gyűjteményt alkalmaztunk. Az esetek jelentős részében tisztálkodás során lenyelt vidraszőrt találtunk.



132. ábra: A hal (fogassüllő) koponyacsontjai (BERINKEY 1966)

1 – praemaxillare, 2 – praeorbitale, 3 – mesopterygoideum, 4 – infraorbitalia, 5 – metapteryg oideum, 6 – hyomandibulare, 7 – praeperculum, 8 – operculum, 9 – suboperculum, 10 – interoperculum, 11 – symplecticum, 12 – quadratum, 13 – pterygoideum, 14 – articulare, 15 – maxillare, 16 – dentale.



133. ábra: A ponty és az ezüstkárász garatfoga (BERINKEY 1966) és pikkelyei

Megjegyzés: A garatfogak felülnézetben és oldalnézetben láthatók. Az egymás alatti pikkelysorokban a hát, az oldalvonal és a has tájékaról vett pikkelyek láthatók.

Gyomortartalom vizsgálat

A gyomrok a post mortem vizsgálatban szereplő vidrákból származtak. A lefagyasztott mintákat kb. fél-háromnegyed óra alatt, teremhőmérsékleten olvasztottuk fel. A gyomor falát eltávolítottuk. A gyomortartalom ilyen módon nem folyik szét, könnyen, teljes mértékben eltávolítható. Teljes tartalmát és az egyes táplálékelemek tömegét elektromos mérlegen 0,01 g pontossággal lemértük, a mérési és határozási adatokat jegyzőkönyvben rögzítettük. A táplálékelemeket minimális egyedszámmal és relatív előfordulási gyakorisággal, továbbá a táplálékelemek mért súlya szerinti aránnyal adtuk meg. A gyomorban az esetek többségében jól elkülöníthetők az egyedek, tehát a minimális egyedszám egyben a valószínű egyedszámot jelenti. A táplálékelemek faj szintű határozásához a korábbiakban részletesen ismertetett határozó kulcsokat használtuk.

c) Táplálék-összetétel számítás

A hulladék vizsgálatban a táplálék-összetétel kifejezése kétféleképp történt.

1) A hulladékokban előforduló táplálék fajok (illetve taxonok) előfordulási esetei alapján százalékos relatív előfordulási gyakoriságot számítottunk (E% rövidítés az eredmény táblázatokban). A százalékos relatív előfordulási gyakoriság számítmódja a következő volt: $100 \times \text{adott táplálék taxon példányainak száma} / \text{az összes táplálék taxon példányainak száma}$.

2) A nedves technikával előkészített, majd megszáritott hulladékmintákból százalékos biomassa összetételt számítottunk (B% rövidítés az eredmény táblázatokban). Ehhez, a

hullatékban elkülönített táplálékelem maradványok száraz súlyát JEDRZEJEWSKA és JEDRZEJEWSKI (1998) által összefoglalt faktorszámokkal szoroztuk. A faktorsúlyok a következők: rovarévők és denevérek: 5, kistrágyasálók: 9, közepes testű emlősök: 25, madarak: 12, hüllők: 18, kétéltűek: 18, halak: 25, puhatestűek és rákok: 7, rovarok: 5 és növények: 4. A rendkívül ritka esetben előforduló csülkös vad (dög)fogyasztás esetében a nyestre és a rókára leírt 118-as szorzófaktort (JEDRZEJEWSKA és JEDRZEJEWSKI 1998) alkalmaztuk. A biomassa számítás alapján megadott összetétel alkalmas az egységnyi (pl. 100 kg) elfogyasztott táplálékon belüli mennyiségi arányok kifejezésére.

A halpreferencia számítások alapját (a vidra halfogyasztásának oldaláról) a százalékos relatív előfordulási gyakoriság (Fonói és Boronkai terület) és a százalékos biomassa számítás (Dráva és halteleltetők) adatai képezték. Mindkét számítmódban az adatso-runk összege 100%, így alkalmas táplálkozási niche-szélesség számítmóhoz is.

Halak csoportosításai

Testtömeg

A vidra által elfogyasztott halak tömegkategóriákba történő besorolását a hullatékokban előforduló halcsontok mérete alapján végeztük. Adott fajon belül a halcsont maradványokat összehasonlítottuk a referencia csontgyűjteményünkben található különböző méretű csontokkal. A tömegkategóriák az alábbiak: 100 g alatti, 100-500 g, 501-1000 g és 1000 g feletti, de a 2001 előtti vizsgálatokban eggyel több (50 g alatti) kategóriát is megkülönböztettünk (LANSZKI et al. 2001). A preferencia számítások elvégzése érdekében a haltáplálék-készlet jellemzésekor is ugyanezeket a tömegkategóriákat alkalmaztuk.

Előfordulási régió

A halfajok és korosztályok jellemző előfordulási régiója (pl. BERINKEY 1966, HARKA és SALLAI 2004) szerinti besorolás a vizsgált halastavak vízterében a következők szerint történt: P – partközeli, vagy sekély vízben élők (litorális régió), V – vízínövények között, elsősorban partközeli hínártársulásban (metafiton régió), N – nyíltvízi (pelágikus régió), F – vízfenéki, vízfenék közeli vízrétegben (bentikus régió). A korcsoportjukból vagy napi aktivitási ritmusukból adódó sajátosságaik miatt egyértelműen nem besorolható halak preferenciaszámításához a legjellemzőbb első két élőhelyi régió alapján végeztük a besorolást. A Fonói területen a vizsgált 3. és 4. évben a tó vízzel való feltöltése nem történt meg, ezért a halak élőhelye alapján végzett preferenciaszámításban ez az időszak nem szerepel.

Élőhelyi kötődés

Az egyes halfajokat, élőhelyi jellemzőik alapján további kategóriákba (guildekbe) is besoroltuk. Ökológiai guild (ROOT 1967) alatt a közös limitáló forrást hasonló módon hasznosító fajok csoportját értettük. A besorolást SCHIEMER et al. (1994) és SPINDLER (1997), HARKA és SALLAI (2004), valamint SALLAI (2002a, 2002b) drávai halmonitorozási tapasztalatai alapján végeztük. A guildek: R (reofil) – áramláskedvelő (mely két alkategóriára osztható: RA – folyó felső szakaszát kedvelő és RB – folyó alsóbb vízi szintjét kedvelő), EU – euritop, széles ökológiai tűrésű (állóvizet és áramló vizet is toleráló), ST – stagnofil: állóvizet, mocsarat kedvelő. Az exota, vagyis nem őshonos (behurcolt, betelepített) halfajokat HARKA és SALLAI (2004) munkája alapján a fenti guildek valamelyikébe soroltuk.

Származási hely

A természetes vizekben élő vidrák vizsgálatakor az egyes halfajokat eredetük szerint, őshonos és nem őshonos csoportba is besoroltuk (SALLAI 2002a, 2002b, HARKA és SALLAI 2004). Ez a területek állapota, elsősorban természetvédelmi megítélése szempontjából lehet érdekes.

Gazdasági jelentőség

A halászzattal, vagy horgászattal hasznosított területeken az egyes halfajokat gazdasági jelentőségük szerint (BERINKEY 1966, KEMENES és NECHAY 1990, LANSZKI et al. 2001, LANSZKI és SALLAI 2006) három csoportba soroltuk. Első csoportba a gazdaságilag értékes haszonhalak tartoznak, pl. ponty, amúr, busa fajok, fogassüllő, csuka, harcsa, fejes domolykó (utóbbi halteleltetés esetén). A második csoportba a járulékos halakat soroltuk, ilyenek pl. a күsz, a bodorka, a vörösszárnyú keszeg, a sügér, többi őshonos apró méretű hal, továbbá a nem őshonos ezüstkárász. A harmadik kategóriába a gazdasági szempontból nem kívánatos, többségükben idegenhonos, inváziós halak tartoznak, pl. razbóra, törpeharcsa, naphal (egyres területeken az ezüstkárász). Az egyes fajok besorolása az eltérő érdekek miatt nem mindig könnyű. Prioritást jellemzően a halgazdasági szempontok kaptak.

d) Halkészlet adatok

A vidra halpreferenciájának vizsgálata érdekében adatokat gyűjtöttünk a halkészlet-ről.

Órtiloson és Vízváron 100-150 méteres partszakaszon, akkumulátoros elektromos halászgéppel (IUP-12 típusú, 350 V, 4-15 A, 40-120 W és Hans Grassl IG600 típusú, max 560 V, 30 A, 1200 W) a NBmR előírása alapján történt a felmérés (SALLAI 2002). Az engedélyköteles halmintavételt Sallai Zoltán, a drávai halmonitorozás felelőse végezte. A halászatok többnyire a partról és félig vízben állva zajlottak, az erős sodrás miatt csónakból csak ritkán történt adatgyűjtés. A halászat területenként 2-4 mintahelyen, alkalmanként 8x15 percig tartott májusban, augusztusban és októberben. Az alkalmazott módszer a halakon nem okozott sérülést, a halakat minden esetben szabadon engedték.

A Fonói és a Boronkai halastavakon a vidra haltáplálékának felmérése az 1., 2., 5. és 6. években a lehalászások alkalmával, a 3. és 4. évben emelőhálós próbahalászatok alapján történt. A fonói területen a lehalászások jellemzően novemberben, a Boronkai területen az év más hónapjaiban is zajlottak. A Fonói területen a lehalászások végén apró lyukbőségű hálóval történt a hűzés a kínai razbóra és más, tógazdasági szempontból kedvezőtlen megítélésű halak számának alapos gyérítése érdekében. A lehalászási adatok (mázsakönyv és 100-100 hal tömegméréseiből megállapított átlagtömegek) alapján kiszámoltuk a halfajok tömege szerinti százalékos relatív gyakoriságból a haltáplálék-készlet mennyiségét. A fajonkénti (korosztályonkénti) átlagos haltömegekkel végzett számítás során kapjuk meg az előfordulás szerinti százalékos relatív gyakoriságot, ami az egyes fajokhoz (korosztályokhoz) tartozó halak egyedszámának arányát fejezi ki. Számításmódja: a lehalászáskor mért halfaj, illetve halkorosztály bruttó súlya osztva az egyedi átlagos súllyal. Ezt az egyedszám alapján kapott adatsort leggyakrabban nem követi a biomassa számításra alapuló adatsor. Egy-egy halfaj ugyanis nagy egyedszám-ban fordulhat elő, miközben biomasszája kicsi és fordítva. A korreláció-számításhoz a halkészlet százalékos relatív előfordulási gyakorisági adatai szükségesek, mert a vidra táplálék-összetételének vizsgálatakor ezzel megegyező számítás módú adatsort kapunk (legalábbis a száraz minta feldolgozási technika esetén). A vidra halpreferenciájának

értelmezéséhez viszont a hal biomassa adatok is fontosak. A különböző években a hal-táplálék-készlet eltért biomassa- és előfordulási gyakorisági számítás alapján is. Ezért az egymást követő éveket külön-külön is értékeltük.

A telettető tavak havonkénti halkészlet adatait a havonként telettetőbe helyezett, valamint az eladott és kihelyezett halmennyiségek alapján számítottuk. A halkészlet adatokat a két halgazdaság bocsátotta rendelkezésre.

Ezek az adatok képezték a halpreferencia számítás alapját a készlet oldaláról.

e) Mocsári teknőssel kapcsolatos vizsgálatok módszerei

Mintagyűjtés és feldolgozás

2003 kora tavaszán (március 8.-án), a Boronka-melléki TK halastavain nagyszámú vidra által zsákmányolt és részben elfogyasztott mocsári teknőst találtunk. Ezután, 2003 márciusában, négy egymást követő alkalommal összesen 182 teknős maradványát gyűjtöttük össze (LANSZKI et al. 2006) a tavak jegén, a partmenti két méteres sávban. A teknősök helyeit GPS-szel rögzítettük (134. ábra).

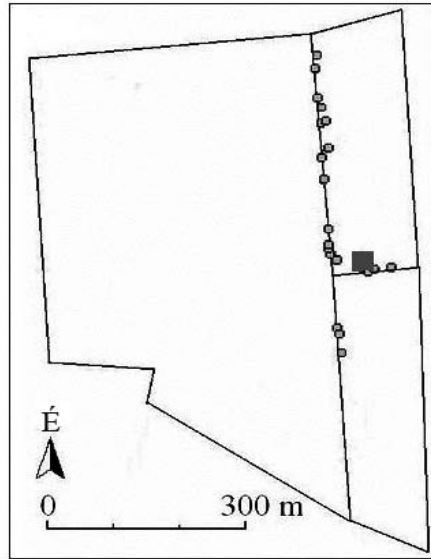
A rendhagyó zsákmányejtést követően 2004-ben, a fennmaradt mocsári teknős állomány morfológiai vizsgálatához 22 teknőst fogtunk élve. Ezt részben két halcsapdából módosított teknősfogó varsacsapdával (0,5×0,5×0,8 m), egymást követő 5 nap alatt végeztük. A varsák ellenőrzése a kora délelőtti, illetve a késő délutáni órákban történt, csaléteknek sertémáját használtunk. Ezen kívül a területen lévő tavak lehalászásakor a hálóba került példányokat szintén lemértük. A 22 egyed befogási helyszínét, ivarát, élő-tömegét és morfológiai adatait (a hátpáncél és a haspáncél hosszát és szélességét) vettük fel, majd a helyszínen elengedtük őket.

A vidrák által elejtett 182 teknős ivarának megállapítását követően a haspáncélt eltávolítottuk és feljegyeztük az elfogyasztott teknőshús mennyiségét. A fej, a végtagok, a farok, a test páncélon belüli elülső és hátulsó részének meglétét, hiányát, vagy részleges hiányát meghatároztuk. Az elülső rész tartalmazza a vállövet, a tüdőt, a szívet és a májat, míg a hátulsó rész tartalmazza a bélsatornát és a medence tájékot (135/a. ábra). A vidra hullatékban található teknős-maradványokat a 135/b ábra szemlélteti. A tetemek tömegét a páncéllal és a páncél eltávolítását követően is lemértük.

A vizsgált időszakban az átlagos (\pm SE) legkisebb ismert vidra egyedszám $1,94 \pm 0,22$ egyed/100 ha volt a területen gyűjtött friss vidra hulladék és anális váladék mintákban található vidra DNS molekuláris genetikai módszerrel való vizsgálata alapján (további részletek a 3. fejezetben olvashatók).

Kémiai analízis

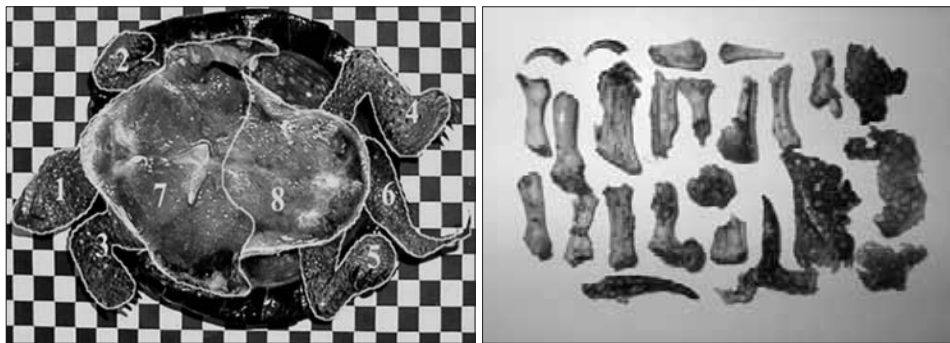
A mocsári teknős testrészekből (külön láb, fej és belsősegek) vett és homogenizált mintákon kémiai analízist végeztünk. A területen élő vidrák gyakori táplálékának számító kecskebéka (*Rana kl. esculenta*), valamint ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio*) teljes testének kémiai összetételét szintén meghatároztuk. A mintákat három ismétlésben analizáltuk a teknős fej kivételével, ahol csak két minta állt rendelkezésre. Kémiai laboratóriumban a szárazanyagot 50 °C-os vákuum kemencében 13,3 kPa vákuum mellett kalcium kloridos közeggel határozták meg. A vákuumot 16 óra elteltével 0,2 kPa-ra csökkentették és a mintákat minden négy órában megmérték a tömegállandóság eléréséig. A nitrogén tartalmat a nyers mintákból Kjeldahl analízissel határozták meg az ISO 5983 (1997) alapján. A nyerszsír tartalmat a fagyasztva szárított mintákból petróleum-éteres extrakciót követően az extraktum 103 °C-os tömegállandóságig való szárításával az ISO 6492 (1985) alapján határozták meg. A hamutartalmat a száraz minták 550 °C-os kemencében történő hamvasztását követően az ISO 5984 (1978) alapján határozták meg.



134. ábra: A vidrák által zsákmányolt mocsári teknősök elhelyezkedése a Boronka-melléki TK három halastavának töltése mentén (forrás: LANSZKI et al. 2006)

Megjegyzés: A vidrák által zsákmányul ejtett teknősök gyűjtési pontjait szürke kör, a teknősök telelőhelyét sötét négyzet szimbólum jelöli.

A metabolizálható energiataralom (ME, kJ/100g nedves súlyra) kiszámításához az alábbi szorzókat használtuk: fehérje 18,86, zsír 38,97, szénhidrát 17,18. Minden vizsgálatot, beleértve a teknős testek összegyűjtését és feldolgozását, az élő teknősök csapdázását, a különböző préda szervezetek begyűjtését és kémiai analizését a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság engedélyezte.



135. ábra: Teknős testrészek csoportosítása a vizsgálat során, valamint teknős maradványok vidra hullatékban

- a) Bal oldali kép: Teknős testrészek csoportosítása: 1 – fej, 2 és 3 – bal- és jobb oldali mellső láb, 4 és 5 – bal- és jobb oldali hátsó láb, 6 – farok, 7 és 8 – páncél közötti első, illetve hátsó régió.
 b) Jobb oldali kép: Teknős maradványok (csontok, karmok, farok, bőr) vidra hullatékából.

f) Meteorológiai adatok

A vizsgált terület éghajlata mérsékelt övi és kontinentális. Az Országos Meteorológiai Szolgálat adatai szemléltetik a vizsgálatok időszakának rendelkezésre álló havi átlaghőmérsékletét (136. ábra) és havi csapadékösszegét (137. ábra).

Számos táplálkozásvizsgálatunk a 2002-2004-es időszakban zajlott. A 2002/2003-as év tele szokatlanul kemény (hideg, hosszú hóborítással), a továbbiakban pedig aszályos volt. A vidrák táplálkozási szokásaira az időjárásban tapasztalható szélsőségek eredményeképp bekövetkező élőhelyi változások hatással lehetnek. Vagyis nemcsak szezonális, hanem évek közötti lényeges különbségek is előfordulhatnak. Ezért ennek a két kiemelt évnél néhány időjárási adatát statisztikailag is összehasonlítottuk. Az Országos Meteorológiai Szolgálat Kaposvár térségére vonatkozó mérési adatai alapján 2002/2003-ban és 2003/2004-ben az átlagos (\pm SE) téli hőmérséklet $-2,3 \pm 1,3$ °C, illetve $0,4 \pm 1,0$ °C volt a két vizsgált év sorrendjében (kétmintás t-próba, $t=1,65$, $P=0,173$). A havas napok száma 79 és 32 nap, a hóréteg átlagos vastagsága 94 és 39 mm volt a két vizsgált év sorrendjében. A nyári hőmérséklet $20,8 \pm 0,4$ °C, illetve $23,1 \pm 0,6$ °C volt (kétmintás t-próba, $t=3,04$, $P<0,05$). Az éves csapadékösszeg az évek sorrendjében 614 és 482 mm volt (kétmintás t-próba, $t=0,51$, $P=0,617$). A megelőző tíz év nyári átlaghőmérséklete $20,6 \pm 0,3$ °C, téli hőmérséklete $1,5 \pm 0,4$ °C, évi csapadékösszege $663 \pm 38,4$ mm volt. Ezen abiotikus tényezők, de különösen a csapadékösszegek alapján a 2002/2003-as évet átlagos (vagy normál) évnél, a másodikat (2003/2004) szélsőséges (vagy száraz) évnél tekinthetjük.

g) Statisztikai értékelés

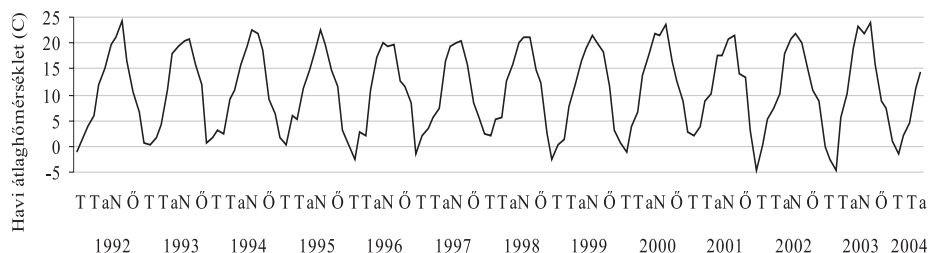
Táplálkozási niche-szélesség

A táplálkozási niche-szélességet (B index) Levins képlettel számítottuk (KREBS 1989): $B=1/\sum p_i^2$, ahol B=a táplálkozási niche-szélesség (értéke 1-től n-ig terjed), n a táplálék taxon csoportok száma, p_i =az adott táplálék taxon relatív gyakorisága (illetve százalékos biomassa aránya). Fő taxon csoportok lehetnek az alábbiak: emlősök, madarak, hüllők, kétélűek, halak, gerinctelenek. Az ettől eltérő csoportosítást az egyes vizsgálatoknál részletezzük. A táplálkozási niche-szélesség számítás bemenő adata százalékos relatív gyakoriság és biomassa számítás szerinti összetétel adat lehet.

Egyes vizsgálatokban ezután a B index értékeket standardizáltuk (KREBS 1989). Erre a Hurlbert által módosított LEVINS (1968) standardizált niche-szélesség képletet alkalmaztuk: $B_A=(B-1)/(n-1)$, ahol B_A =Levins-féle standardizált táplálkozási niche-szélesség (értéke 0-tól 1-ig terjed), B=Levins képlettel számított táplálkozási niche-szélesség, n=lehetséges táplálék-kategóriák száma.

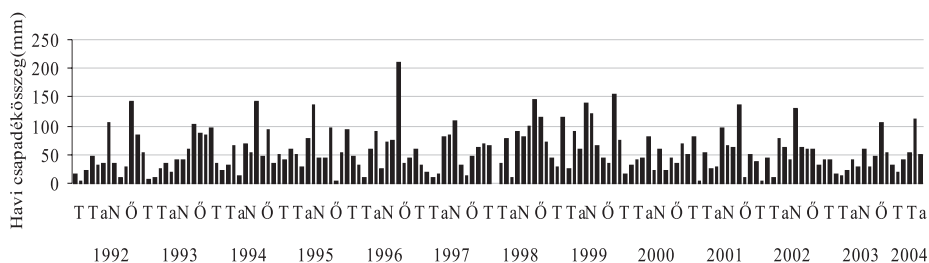
Halpreferencia számítás

A halak faja, tömegkategóriája, előfordulási régiója és élőhelyi kötődésének jellemzői szerinti preferenciaszámításoknál az Ivlev-féle indexet (KREBS 1989) alkalmaztuk: $E_i=(r_i-n_i)/(r_i+n_i)$, ahol E_i = Ivlev-féle preferencia-index (értéke -1-től +1-ig terjed), r_i = adott taxon százalékos gyakorisága a táplálékban, n_i = adott taxon százalékos gyakorisága a környezetben. A preferenciaszámítás bemenő adata százalékos relatív gyakoriság és biomassa számítás szerinti összetétel adat lehet. A drávai területen a halpreferencia számításokhoz a nyári és őszi, valamint a téli és tavaszi halfelmérési és halféltáplálék adatokat évenként összevontuk. A negatív preferencia index mellőzést jelent, vagyis a vidra az adott halfajt kisebb arányban fogyasztja, mint amilyen arányban az a halkészletben előfordul. A pozitív preferencia index azt jelzi, hogy a vidra az adott halfajt nagyobb



136. ábra: A havi átlaghőmérséklet alakulása

Megjegyzés: az összevont évszakok: N – nyár, Ö – ősz, T – tél, Ta – tavasz mindegyike három hónapot szemléltet



137. ábra: A havi csapadékösszeg alakulása

Megjegyzés: az összevont évszakok: N – nyár, Ö – ősz, T – tél, Ta – tavasz mindegyike három hónapot szemléltet

arányban fogyasztja, mint annak részaránya a halkészletben, vagyis előnyben részesíti, preferálja.

Statistikai próbák

Fő táplálék taxononként külön-külön vizsgáltuk a százalékos relatív előfordulási gyakoriságát, valamint a biomassa számításán alapuló táplálék-összetételek közötti összefüggést. Ennek érdekében, a fő táplálék taxonok előfordulási esetei, valamint a biomassa számítási adatok (táplálékmaradvány súly \times faktor adatok) között a nem paraméteres Spearman korrelációt alkalmaztuk. Spearman korreláció számítását végeztünk a gyomorban található táplálék elem számok és az egyes táplálékelemek összesített súlya közötti összefüggés vizsgálatokor is. Szintén Spearman rangkorrelációt alkalmaztunk a haltáplálék-készlet és a vidra haltáplálékának tömegkategóriák szerinti összefüggésének vizsgálatára (a Fonói és a Boronkai területen). Emellett az előfordulási és a biomassa számítási adatok közötti összefüggést is vizsgáltuk.

A halastavakon (Fonói és Boronkai terület) arcus-sinus transzformációt követően, Pearson korrelációs számításal vizsgáltuk a haltáplálék-készlet és vidra haltáplálékának faj szerinti előfordulási gyakorisága közötti összefüggés szorosságát. Hasonlóképp Pearson korrelációval számítottuk a fő táplálék taxonok (havonkénti B%) és a halkészlet (kg/ha) közötti összefüggést a mocsári teknős zsákmányolás (predáció) kapcsán. Az élve fogott teknősök morfológiai paraméterei (hát- és haspáncél méretek), valamint élőtömeg adatai közötti összefüggést szintén Pearson korrelációval vizsgáltuk.

Páros t-próbával teszteltük a két éves vizsgálatokban, az első és a második év táplálék-összetételében és táplálékosztási niche-szélességében tapasztalható különbségeket (az évhatást). Hasonlóképp páros t-próbát alkalmaztunk az Ivlev-féle preferencia indexek

területek (két halteleltető) közötti különbségének értékelésére. Az azonos időszakban vizsgált három láp (Baláta-tó, Darányi Nagyberek és Fehérvíz) esetében a hal- és a nem-haltáplálék mennyiségi arányai, valamint a relatív hulladék sűrűség (D index) évek közötti különbségét is páros t-próbával vizsgáltuk.

Kétféltás t-próbát alkalmaztunk a fogyasztott táplálék biomassa számítás szerinti adatainak, valamint a standardizált táplálkozási niche-szélesség értékek, az időszakok (hideg, meleg) közötti összehasonlításakor, valamint a mocsári teknősök morfológia adatainak ivarok közötti összehasonlításakor. A „hideg időszak” kifejezést a vidra számára a táplálékszükség, a teknős számára a hibernációs: novembertől márciusig terjedő időszak megnevezésére alkalmaztuk. A „meleg” időszak elnevezés a vidra számára táplálékban gazdag, teknős számára aktív, áprilistól októberig tartó időszakra vonatkozott.

Egytényezős variancia-analízist alkalmaztunk az évszakonkénti táplálék-összetétel, a táplálkozási niche-szélesség (B index), továbbá a halak tömegkategóriái, preferált élőhelyei és a hal guildek közötti preferencia indexek összehasonlító vizsgálata során. Szintén egytényezős variancia-analízist alkalmaztunk a D-indexek közötti különbségek vizsgálatához a három láp esetében. Továbbá egytényezős variancia-analízist (és LSD post-hoc tesztet) alkalmaztunk a különböző táplálék komponensek kémiai és energetikai adatainak értékelésére

Kétféltényezős variancia analízist (MANOVA, GLM, LSD post hoc teszt) alkalmaztunk a fő táplálék taxonok, valamint a táplálkozási niche-szélesség értékeinek területek és évszakok közötti különbségeinek értékelésekor.

A területenkénti és élőhely típusonkénti táplálkozási szokások (fő táplálék kategóriák) összehasonlító vizsgálata során Chi-négyzet (χ^2) próbát alkalmaztunk. Hasonlóképp Chi-négyzet próbával hasonlítottuk össze az egyes évek táplálék-összetételeit. Továbbá Chi-négyzet tesztet alkalmaztunk a teknősök hát- és haspáncéljainak ivartól függő értékelésekor. Ezzel a nem-paraméteres módszerrel az eloszlások közötti különbséget tervezük kimutatni.

Lineáris regressziót alkalmaztunk a teknősök tömege és a legjobb összefüggést mutató páncél méret között. Az elpusztult teknősök eredeti tömegét, valamint a vidrák által elfogyasztott teknős testrészek súlyát is ezzel a regressziós modellel számítottuk.

Az adatok rögzítése Excel táblázatban, az adatfeldolgozás SPSS 7.5, illetve SPSS 10.0 (1999) programcsomag felhasználásával történt.

A táplálék halfajok latin nevei a mellékletben szereplő táblázatokban találhatóak, a szöveges értékelésben nem. A latin nevek megadása az eredeti közleményt követi. Például a süllő tudományos neve ma *Sander lucioperca*, de korábban a *Stizostedion lucioperca* volt az elfogadott. A többi táplálék taxon tudományos nevét abban az esetben írjuk ki, ha az eredménytáblázat összegző kategóriájából az nem következik egyértelműen.

5.5. Eredmények

a) Dráva és holtágak

Táplálék-összetétel és táplálkozási niche-szélesség

Szoros korrelációs összefüggést találtunk a táplálék esetszámok és a biomassa számítási adatok között (18. táblázat), vagyis az E% és a B% adatok (8.-13. melléklet) egyaránt jól reprezentálhatják a vidra táplálék-összetételét. Az élőhely típusok (folyó, ill. holtág) értékelésekor a szemléletesebb mennyiségi összetétel (B%) adatokat használjuk. Nem volt szignifikáns eltérés egyik területen sem az évek közötti halfogyasztás arányá-



138. ábra: Halevés közben



139. ábra: Ezüstkárász menü

Dráva-menti területek I.



140. ábra: Örtilos-Szent Mihály-hegy
(Dráva mellékág alacsony vízszintnél)



141. ábra: A Dráva Vízvárnál



142. ábra: A Zsdála-patak befolyása Bélavárnál



143. ábra: A Zsdála-patak



144. ábra: A Vízvári sarkantyú



145. ábra: A Dráva (Heresznyi szakadó part)



146. ábra: A Dráva télen, alacsony víznél



147. ábra: A Dráva Novo Virjénél

Dráva-menti területek II.

148. ábra: Halfelmérés a Dráván
(Sallai Zoltán és Kontos Tivadar)



149. ábra: A Bélavári holtág



150. ábra: A Babócsai holtág (Erzsébet-sziget)



151. ábra: A Babócsai Ó-Dráva



152. ábra: Babócsa, sulymos kubikgödör



153. ábra: A Babócsai Rinya



154. ábra: A Dombó-csatorna a Lankóci-erdőben



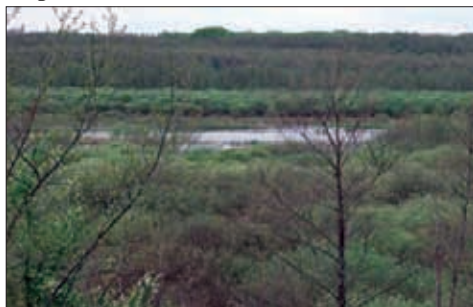
155. ábra: A Dombó-csatorna Berzencénél



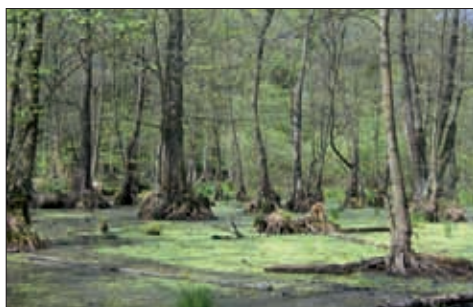
156. ábra: A Korcsina-csatorna egyik szép szakasza



157. ábra: A dráva a Szent Mihály-hegyről

Lápok I.

158. ábra: A Baláta-tó a megfigyelő toronyból

159. ábra: A Baláta-tó képe a 2003-as
kiszáradáskor

160. ábra: Égerláp a Balátán



161. ábra: Nyíltvíz a Balátán



162. ábra: Fűzláp a Balátán



163. ábra: A Darányi Nagyberkek tündérrózsái



164. ábra: Békalilimos mezők



165. ábra: A Darányi Nagyberkek kora tavasszal

Lápok II.



166. ábra: A Darányi Nagyberek nyáron



167. ábra: A Nagyberek 2003-ban az utolsó vízfolttal



168. ábra: A Nagyberek magas vízállásnál



169. ábra: Fehérvízi változatos lápi élőhely



170. ábra: A Fehérvíz egyik csatornája



171. ábra: A Fehérvízi élőhely rekonstrukció kezdete



172. ábra: A Lankóci erdő égerligete



173. ábra: A Lankóci erdő

Halastavak I.

174. ábra: A Boronka-melléki TK Dávodi halastava



175. ábra: A tavak gazdag madárvilágnak adnak otthont



176. ábra: Eutróf halastó természetközeli élőhelyei (Boronka-melléki TK)



177. ábra: A 6-os tó



178. ábra: A Boronka patak



179. ábra: Az erdőrezervátum



180. ábra: Őszi lehalászás (életkép)



181. ábra: Nyári kényszer lehalászás aszályos évben

Halastavak II.



182. ábra: A Fonói tó és erdőszegélye



183. ábra: A tó alatti sásos és legelő



184. ábra: A Fonói halastó környékén a nagykócsagok rendszeresen áttelelnek



185. ábra: Vendég fekete gólyák a tavon



186. ábra: A lehalászott tó medre



187. ábra: A Fonói tó nádasában figyelő vidra



188. ábra: A Petesmalmi halastórendszer



189. ábra: Elmocsarasodó tó (Boronkai terület)

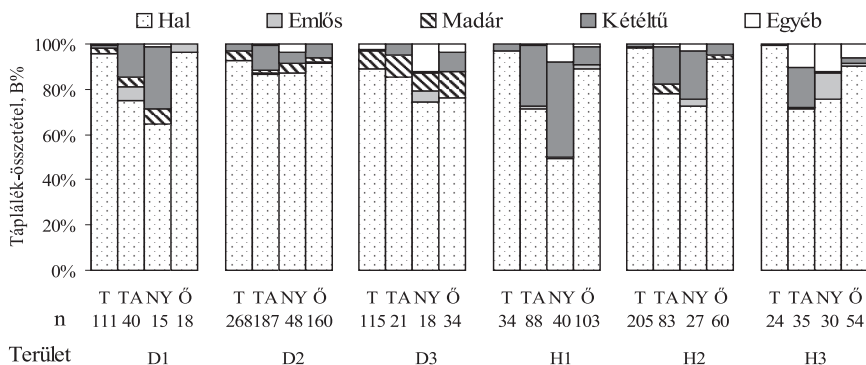
ban (kétmintás t-próba, $t_3=0,37-0,18$, $P=0,256-0,895$), illetve a táplálkozási niche-szélesség indexekben sem ($t_3=0,01-1,43$, $P=0,249-0,995$). Ezért a két vizsgált év táplálék-összetételét összevontan értékeltük.

A vidra fő táplálékát halak alkották (a szélső értékek éves szinten: 85,2-90,7% a Dráván és 78,8-92,7% a holtágakon). Általában a legfontosabb táplálék hal minden területen a kárász (alapvetően ezüstkárász) volt, mellette jelentős volt a küsz, a bodorka és a törpeharcsa fogyasztási aránya. Legmagasabb halfogyasztást télen, legalacsonyabbat nyáron tapasztaltunk (190. ábra). Nyáron és ősszel a nem halakból álló táplálékforrások hasznosítása jelentős volt, amelyben területtől függően madarak (főként vízimadarak és kistestű énekesmadarak), hullók (főként siklók, ritkán gyíkok), és kétéltűek (főként békák) voltak jelentősek. Mocsári teknős maradványt egy vízvári mintában találtunk. A vidrák ritkán zsákmányul ejtettek emlősöket, így pézsmapocokot (*Ondatra zibethicus*), vízipocokot (*Arvicola terrestris*), eredeiegér fajokat (*Apodemus* spp.), rovar-evőket (pl. vízcickányt *Neomys* spp.), és a bélavári Dráva szakasz mentén feltehetően nyest, vagy nyuszt (*Martes* spp.) tetemből is táplálkoztak.

A vidrák táplálék-összetétele a fő táplálék taxonokat figyelembe véve területtől függően lényegesen különbözött a Dráva szakaszok között (Chi-négyzet próba, $\chi^2_{10}=81,63$, $P<0,001$), és a holtágak között is ($\chi^2_{10}=666,38$, $P<0,001$). A Dráván élő vidrák a holtágakon élőkhöz viszonyítva hasonló arányban fogyasztottak halat (átlagosan: 89,8% vs. 87,5%), viszont több madarat (3,9% vs. 0,7%), kevesebb emlőst (0,5% vs. 0,9%), hullót és kétéltűt (5,6% vs. 10,2%), valamint gerinctelent (0,1% vs. 0,6%) fogyasztottak ($\chi^2_{10}=460,40$, $P<0,001$).

A halak fogyasztási aránya az őrtilosi Dráva szakaszon, évszaktól függően 65% és 96% között változott (8. melléklet). A haltáplálékban 18 taxon szerepelt, legtöbb télen, legkevesebb nyáron. A táplálék halak között mennyiségi arányt (B%) tekintve a pontyfélék domináltak (40-70%). Télen a rózsás márna és a kárászok (alapvetően ezüstkárász), tavasszal a pontyfélék mellett a fogassüllő és a csuka, ősszel a harcsa volt fontos tápláléka a vidrának. A nem hal táplálékban télen madarak, tavasszal és nyáron kétéltűek, ősszel kisemlősök voltak fontosak.

A bélavári Dráva szakaszon a fogyasztott halak biomassa számítás szerinti aránya 87% és 93% között mozgott (9. melléklet). A haltáplálékban 22 taxon szerepelt, közülük legtöbb télen és legkevesebb nyáron. A haltáplálékban a téli és őszi időszakban dominál-



190. ábra: A Dráván és holtágain élő vidrák évszakos táplálék-összetétele (adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)

Megjegyzés: A terület rövidítések megegyeznek a 18. táblázatban található elnevezésekkel. Évszakok: T – tél, TA – tavasz, NY – nyár, Ö – ősz, n – mintaszám.

18. táblázat: A vidra táplálékában előforduló fő táplálékok esetszámai és a biomassa számítási adatok közötti összefüggés (adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)

	Dráva szakaszok			Holtágak		
	D1	D2	D3	H1	H2	H3
r_s	0,815	0,885	0,738	0,747	0,772	0,788
n	15	18	17	16	18	15
P <	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001

Megjegyzés: D1 – Órtilos, D2 – Bélavár, D3 – Vízvár, H1 – Bélavár, H2 – Babócsa és H3 – Barcs, r_s – Spearman korreláció, n – évszakok száma, P – szignifikancia szint

tak a pontyfélék (48-52%), közülük is legfontosabban voltak a kárászok (itt is főként ezüstkárász) és a kisméretű keszeg fajok. Tavasszal a csuka és a törpeharcsa, nyáron a törpeharcsa, a sügér és a vágódurbincs volt fontosabb táplálék faj. A nem hal táplálékban elsősorban kétélűek szerepeltek.

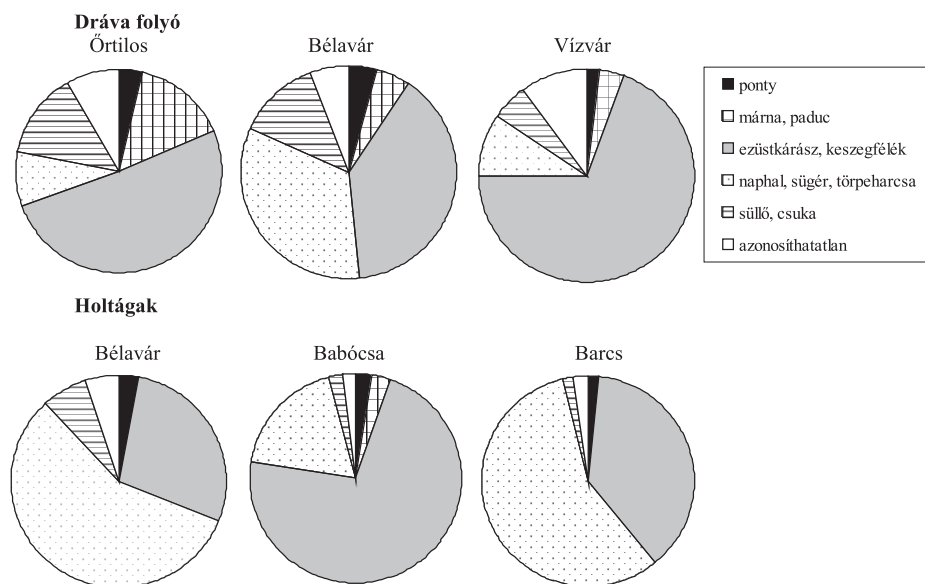
A vízvári Dráva szakaszon a fogyasztott halak biomassa számítás szerinti aránya 74% és 89% között alakult (10. melléklet). A haltáplálékban 19 taxon szerepelt, közülük legtöbb télen és legkevesebb tavasszal. A haltáplálékban minden évszakban a pontyfélék domináltak (41-85%). Legfontosabb táplálék faj a bodorka és a szélhajtó küsz volt. A nem hal táplálékban elsősorban madarak (főként récefélék) szerepeltek.

A bélavári holtágon élő vidrák táplálékában szintén a halak domináltak, mennyiségi arányuk évszaktól függően 50% és 97% között mozgott (11. melléklet). A haltáplálékban 17 taxon fordult elő, legtöbb tavasszal, legkevesebb télen. A haltáplálékban a pontyfélék szerepe alárendelt volt (7-25%). Legfontosabb táplálék faj a naphal és a törpeharcsa volt. Ezek mellett a csuka nyáron és a sügér ősszel játszott fontosabb szerepet a vidra táplálkozásában. A nem-hal táplálékban a kétélűek szerepe volt a legnagyobb, ezek fogyasztási aránya nyáron (42%) megközelítette a halakét.

A babócsai holtágon és a holtág közelében élő vidrák táplálékában is a halak voltak a legfontosabbak, mennyiségi arányuk évszaktól függően 73% és 98% között alakult (12. melléklet). A haltáplálékban 19 taxon fordult elő, legtöbb télen, legkevesebb nyáron. A haltáplálékban a pontyfélék domináltak (45-80%). Legfontosabb táplálékot a kárászok (zömmel ezüstkárász) jelentettek. E mellett a sügér volt még a vidra fontosabb tápláléka. A nem-hal táplálékban elsősorban kétélűek szerepeltek.

A barcsi holtágon élő vidrák táplálékában a halak mennyiségi aránya évszaktól függően 71% és 99% között változott (13. melléklet). A haltáplálékban itt fordult elő a legkevesebb (14) taxon, a legtöbb ősszel és a legkevesebb nyáron. A haltáplálékban a pontyfélék szerepe általában alárendelt volt (23-42%). A legfontosabb táplálék faj, a törpeharcsa mellett tavasszal a csuka volt számottevő. A pontyfélék közül bodorkát és kárászokat (főként ezüstkárászt) fogyasztott legnagyobb arányban a vidra. A nem-hal táplálékban a kétélűek szerepe tavasszal, a hullóké (siklóféleké) tavasszal és nyáron, az emlősöké nyáron volt számottevő.

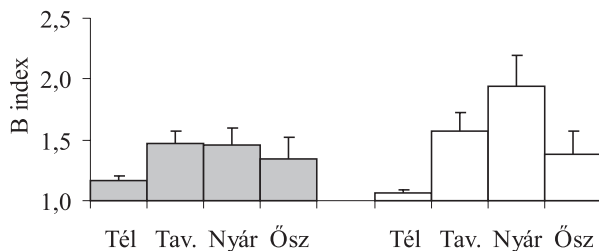
A gazdaságilag, vagy a Dráva mentén inkább a horgászati szempontból fontos halak, így a ponty, a márna, a paduc, a süllő, a csuka, a harcsa fogyasztási aránya a folyóvízi szakaszokon nagyobb volt, mint a holtágakon és az egyes területek között is voltak különbségek. A gazdaságilag fontos halak aránya azonban egyik területen sem haladta meg az egyharmadnyi részt. Az egyes Dráva szakaszokon, így Órtiloson a horgászati szempontból értékes halak aránya összesítve 32%-ot, Bélaváron 22%-ot, Vízváron 11%-ot tett ki (191. ábra). Ugyanez az egyes holtágakon, így Bélaváron 10%-ot, Babócsán 8%-ot, Barcsan 3%-ot jelentett. A vidrák táplálékában alapvetően gazdasági (horgászati) szempontból nem számottevő járulékos halak (ezüstkárász, egyéb kisméretű pontyfélék)



191. ábra: Az egyes halcsoportok százalékos mennyiségi aránya (B%) a vidra táplálékában (adatok: LANSZKI ÉS SALLAI 2006)

lék), valamint gazdaságilag kedvezőtlen megítélésű gyomhalak (naphal, sügér, törpeharcsa, vágódurbincs) szerepeltek.

A vidrák táplálkozási niche-szélessége (B index, 192. ábra) nem különbözött lényegesen az egyes Dráva szakaszok között (átlag \pm SE: 1,36 \pm 0,06, ANOVA, F=0,77, P=0,490), és a holtágak között sem (1,49 \pm 0,11, F=0,54, P=0,946), továbbá a folyó szakaszok és holtágak között sem volt lényeges különbség (páros t-próba, t_{23} =1,17, P=0,253). A Dráván kiegyenlítettebbek voltak az évszakos B index értékek (B=1,17-1,47), az évszakok közötti különbség nem volt jelentős (F=1,20, P=0,337), míg a holtágakon a legszélesebb nyári index (B=1,94) és legszűkebb téli index (B=1,06) között a különbség szignifikánsnak bizonyult (F=4,36, P< 0,05).



192. ábra: A Dráván (sötét oszlopok) és a holtágakon (fehér oszlopok) élő vidrák átlagos (\pm SE) évszakonkénti táplálkozási niche-szélessége (adatok: LANSZKI ÉS SALLAI 2006)

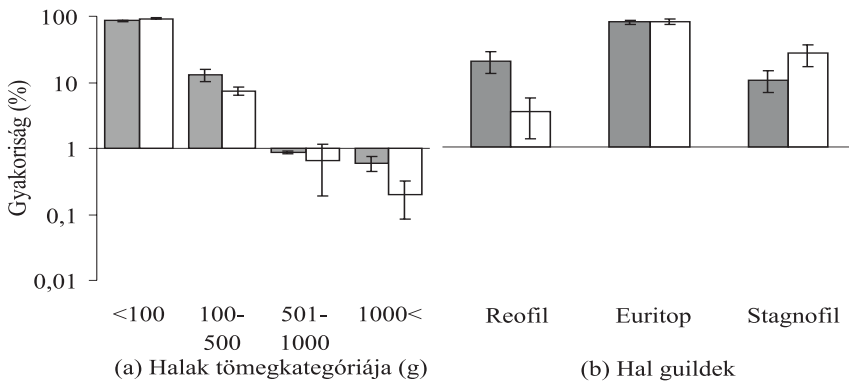
A vidra haltáplálékának eloszlása a halak tömegkategóriái szerint

A vidra által fogyasztott halak zömmel 100 g-nál kisebb tömegűek voltak a Dráva szakaszokon (átlagosan: 85,6%, terjedelem: 82,6-90,8%), és a holtágakon egyaránt (átlagosan: 91,7%, terjedelem: 90,1-94,6%). Táplálékként 500 g-nál nagyobb tömegű hal alig fordult elő (Dráva: 1,3-1,8%, holtágak: 0-1,8%, 193a. ábra). A Drávai folyószakaszokon élő vidrák haltáplálékának méret szerinti eloszlása nem különbözött egymástól szignifikánsan (Chi²-teszt, $\chi^2_6=10,60$, P=0,102), ahogyan a holtágak között sem volt lényeges eloszlásbeli különbség (Chi²-teszt, $\chi^2_6=7,16$, P=0,306). A Dráván élő vidrák a jellemzően apró méretű halak fogyasztása mellett összességében nagyobb tömegű halakkal táplálkoztak, mint a holtágakon élők (Chi²-teszt, $\chi^2_3=22,38$, P<0,001, 193a. ábra). Az 500 g feletti két kategória esetében tapasztalt igen alacsony százalékos adatok jobb szemléltetése érdekében használtunk az ábrákon logaritmikus skála beosztást.

A vidra haltáplálékának eloszlása a halak jellemző guildje szerint

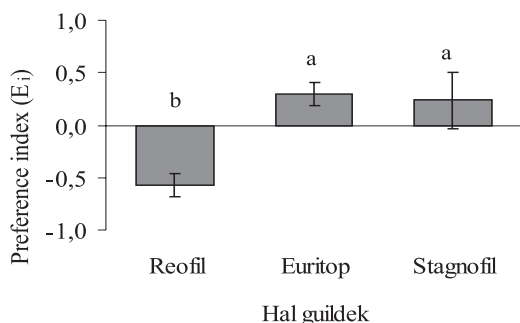
A Drávai folyószakaszokon élő vidrák haltáplálékának guildek szerinti eloszlása szignifikánsan különbözött (Chi²-teszt, $\chi^2_4=78,95$, P<0,00) a területek között. Leggyakrabban euritop (széles ökológiai tűrésű) halakat zsákmányoltak (61-78%), azonban Órtilosnál a reofil (áramlásokkedvelő) fajok aránya is jelentős volt (31%). A holtágakon élő vidrák haltáplálékának guildek szerinti eloszlása szintén szignifikánsan különbözött a területek között (Chi²-teszt, $\chi^2_4=82,65$, P<0,001). A vidrák ezeken a területeken is jellemzően euritop halakat zsákmányoltak (61-85%), de viszonylag nagyobb arányú volt a stagnofil halak fogyasztása Bélaváron (27%) és Baracson (39%). A reofil fajok fogyasztása nem volt számottevő (1-7%).

A hal guildeket tekintve, a Dráván élő vidrák a holtágak mentén élőkhöz képest szignifikánsan több áramlásokkedvelő (18,9%, vs 3,3%, pl. márna, paduc) és kevesebb állóvizet kedvelő halat (9,8% vs. 24,5%, pl. vörösszárnyú keszeg) fogyasztottak (Chi²-teszt, $\chi^2_2=52,95$, P<0,001, 193b. ábra). Fő táplálékukat azonban mindkét élőhely típuson a széles ökológiai tűrésű halak (pl. ezüstkárász, egyes keszegfélék) alkották, melyek fogyasztási aránya átlagosan 71%-ot, illetve 72%-ot tett ki a Dráván és a holtágakon. Jelentős volt a nem őshonos halak (pl. törpeharcsa, naphal, ezüstkárász) fogyasztása.



193. ábra: A Dráván (sötét oszlop) és a holtágakon élő (fehér oszlop) vidrák haltáplálékának eloszlása a halak tömege és a halak élőhelyi jellemzői (guild) alapján (adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)

Megjegyzés: a halak élőhelyi jellemzők (guild) szerinti besorolása: reofil: áramlásokkedvelő, euritop: széles ökológiai tűrésű; stagnofil: állóvizet kedvelő, vagy mocsári, átlag±SE, logaritmikus skála.



194. ábra: A Dráván élő vidrák halpreferenciája a halak élőhelyi jellemzői alapján (adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)

Megjegyzés: a csoportok közötti szignifikáns különbséget ($P < 0,001$) az eltérő kisbetűk (a-b) jelzik. A számításhoz elektromos halászatból származó $n=6377$ hal és vidrahullaték vizsgálatból származó $n=359$ hal adatát használtuk fel.

A vidra halpreferenciája a Dráván

A Dráván élő vidrák különböző halguildekre irányuló preferenciái közötti különbségek lényegesnek bizonyultak (ANOVA, Bonferroni post hoc teszt, $F=13,58$, $P < 0,001$, 194. ábra).

A vidrák preferálták, vagyis az előfordulási gyakoriságuknál nagyobb arányban fogyasztották az euritop ($E_i=0,30$) és a stagnofil halakat ($E_i=0,24$), és mellőzték, vagyis az előfordulási gyakoriságuknál kisebb arányban fogyasztották a reofil ($E_i=-0,58$) halguildebe tartozó halakat.

Az egyes fajok preferenciája alapján (19. táblázat) megállapítható, hogy a Dráván élő vidrák évtől függően eltérő mértékben, de preferálták a pontyot, a vörösszárnyú keszeget, a fogassüllöt, a csukát, az ezüstkárászt, a lapos/dévékeszeget. Nem volt jellegzetes preferencia a kisméretű pontyfélék, a sügér, a naphal és a harcsa esetén. Ezeket az előfordulási gyakorisága körüli arányban fogyasztották.

Megvitatás. A hulladék elemzésre épülő vizsgálatunk alapján, a Dráva mentén élő vidrák táplálkozási szokásai több tekintetben is eltértek az állóvizeken élőkétől. Feltevésünk az volt, hogy a vidrák a sebes vízfolyású Dráván és a holtágain egyaránt alapvetően apró halakkal táplálkoznak. A vizsgálataink ezt a feltevést alátámasztották. Azt tapasztaltuk, hogy a Dráván és a holtágain a fogyasztott halak döntő mértékben 100 g-nál kisebbek voltak és 1000 g feletti példányokat ritkán ejtettek zsákmányul. Az eredményeink alapvetően összhangban állnak a más típusú területeken kapott eredményekkel, amelyek szerint a vidra alapvetően kisméretű halakkal táplálkozik (ERLINGE 1969, WISE et al. 1981, CARSS et al. 1990, KRUK és MOORHOUSE 1990, ROCHE 1998, KLOSKOWSKI 1999, TAASTRØM és JACOBSEN 1999, LANSZKI et al. 2001, RUIZ-OLMO et al. 2001, COPP és ROCHE 2003). Ugyanakkor ellentmondanak a kizárólagosan táplálékmaradványok elemzésére alapozott eredményeknek, amelyek szerint a vidra, jellemzően nagy tömegű halakkal táplálkozik (ADAMEK et al. 2001). Ebben az esetben ugyanis a partra húzott, illetve parton talált halak maradványait veszik figyelembe, amelyek a vidra haltáplálékának - egyébként - mindössze töredékét teszik ki. A vidrák nem viszik partra a kisméretű halakat, hanem azokat a vízben, úszás közben fogyasztják el (KRUK 1995). Ezek fogyasztását pedig csak a hullatékából, vagy gyomorból lehet kimutatni.

19. táblázat: A Dráván élő vidra halpreferenciája
(adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)

Halfaj	Hal guild	Preferencia index (E_i)				
		D1		D3		Átlag
		1. év	2. év	1. év	2. év	
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	E	0,97		1,00	1,00	0,99
Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	S	1,00	1,00	0,88	1,00	0,97
Fogassüllő (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	E	0,97	0,91	1,00	0,91	0,95
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	E		1,00	0,71	1,00	0,90
Káráász (<i>Carassius</i> spp.)	E	0,86	0,92	0,92	0,72	0,85
Lapos-/dévérkeszeg (<i>Abramis</i> spp.)	R	0,85	0,91	0,99	-1,00	0,44
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	E	0,78	0,78	-1,00	0,64	0,30
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	E	0,78	-1,00	0,93	-0,02	0,17
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	E	-0,44	0,33	-0,05	0,82	0,16
Küllő (<i>Gobio</i> spp.)	R	0,90	0,55	-1,00	-0,18	0,07
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	E	0,13	-0,71	0,54	0,21	0,04
Rózsás márna (<i>Barbus barbuis</i>)	R	0,21	0,02	-0,26	-0,35	-0,10
Durbincs (<i>Gymnocephalus</i> spp.)	E	-1,00	0,16	0,48	-0,35	-0,18
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)	E	1,00		-1,00	-1,00	-0,33
Fejes domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)	E	-0,88	-0,79	0,01	-0,73	-0,60
Paduc (<i>Chondrostoma nasus</i>)	R	-1,00	-1,00	-1,00	-0,38	-0,85
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	E	-1,00	-1,00	-1,00	-0,81	-0,95

Megjegyzés: E_i – Ivlev-féle preferencia index, D1 – Örtilos, D3 – Vízvár.

Hal guildek: R – reofil, E – euritop, S – stagnofil.

Ráadásul a parton talált halak jelentős részét nem vidra, hanem pl. gémfélék ejtik el, az elpusztulás oka (betegségek, halkezelés) tehát gyakran tisztázatlan. Így a „prédamaradványra” alapozott vizsgálatban - halkórtanban jártas állatorvos közreműködése nélkül - nagy a téves következtetés lehetősége. Tanulságos lenne egy szakszerű hazai vizsgálat.

A sebes sodrású Dráván élő vidrák nagyobb halakkal táplálkoztak, mint a holtágakon élők, amely eredményünk így, a kisebb folyókon korábban tapasztaltakat (WISE 1980, CARSS et al. 1990) erősíti meg. A nagyobb halak elejtése azok rendelkezésre álló készletétől függ, valamint ennek energetikai okai is vannak (ERLINGE 1967, CARSS 1995, KRUK 1995). A nagyobb halak elejtésének oka az lehet, hogy a Dráva halban gazdag (SALLAI 2002), a befolyó vizei és mellékágai révén, halállománya sokkal inkább képes megújulni, mint az eutróf holtágaké. Azonban még a holtágak halállománya sem ingadozik olyan nagymértékben, mint a halastavaké, ahol az őszi lecsapolásokat követően táplálékhiány lép fel és a vidrák nem optimális táplálékforrásokat, pl. kétéltűeket, rovarokat (CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, CARSS 1995, KRUK 1995, CLAVERO et al. 2001, LANSZKI 2002, JEDRZEJEWSKA et al. 2003) kényszerülnek fogyasztani, vagy szélsőséges esetben el is vándorolnak (DELIBES et al. 2000). Ezt alátámasztják eredményeink, amelyek szerint a vidrák táplálékában minden területen és évszakban a hal szerepelt domináns táplálékként, valamint a vidrák minden vizsgált Dráva-menti területen állandó jelleggel jelen voltak. A természetes vizeken folyamatosan rendelkezésre álló haltáplálék-készlet pedig az egyik alapja a vidra sikeres szaporodásának (pl. CHANIN 1985, RUIZ-OLMO et al. 2001, 2002).

A vidrák fő táplálékát mindkét élőhely típusban euritop halak alkották. Bár a Dráván élők több folyóvízi halat fogyasztottak, de több stagnofil halat is, míg a holtágakon élő vidrák alacsony arányban fogyasztottak stagnofil halakat. Ennek hátterében az állhat, hogy a stagnofil fajok a befolyó patakakokon keresztül jutnak le a számukra idegen

közeget jelentő sebes sodrású Drávába. A holtágakon élő vidrák táplálékában előforduló reofil fajok pedig a Dráva áradásai során juthatnak a holtágakba, halfaunáikat ezért nemcsak stagnofil és eurotip halfajok jellemzik. Továbbá a vidrák nagy mozgáskörzetét figyelembe véve, mely a már említett csehországi vizsgálat szerint 1,2-2,6 km² (DULFER et al. 1998), előfordulhat, hogy más típusú, közeli vizes élőhelyeken is táplálkoznak.

Az elektromos halfelmérés adatai elsősorban a sekélyebb partközeli régió halfaunájára vonatkoznak, ahonnan a vidra is a táplálékát szerzi. A halfelmérésekkel összhangban áll az elsősorban apró halakból álló táplálék. A preferencia indexek alapján a Dráván élő vidra szelektív vadász, amint azt több vizsgálatban is tapasztalták (CARSS et al. 1990, KRUIK és MOORHOUSE 1990, KRUIK 1995, TAASTRØM és JACOBSEN 1999, LANSZKI et al. 2001, GEIDEZIS 2002). A vidrák haltáplálék választását nagyban befolyásolhatta a halak víztesten belüli elérhetősége és sűrűsége is (ERLINGE 1968b). A preferencia indexek azt jelzik, hogy a vidrák nem szívesen vadásznak a folyó sodorvonalában, amint azt ERLINGE (1967, 1969) és WISE et al. (1981) is tapasztalták. A vizsgálati eredményünk azt mutatja, hogy a vidrák nem preferálták az áramláskedvelő, vagyis a márna szinttájhoz tartozó, főként a folyómederben élő halakat, amelyek többsége természetvédelmi szempontból fontos faj. Ugyanakkor az elektromos halászatok alkalmával (SALLAI 2002a, 2002b) ezek (pl. sujtasos kűsz, menyhal, német bucó) előkerültek, de preferencia indexük $E_i = -1,0$ volt. A vidra részéről a top-down hatás (KRUIK 1995) a Dráván nem jelentős a reofil halguild esetében.

Ezzel szemben a vidra jelentős preferenciát mutatott az euritop és a stagnofil guild halaira, például a halevő sügérre és fogassüllőre. A csuka és a fogassüllő, ugyanúgy, mint a vidra főként vízbe dőlt fák ágai körül, a kőszórások és kőszarkantyúk közelében vadászik, ahol lassúbb a vízáramlás, vagy bűvőhely áll rendelkezésre, továbbá mellékágakban vadászik, ahol a víz áramlása lassúbb (ERLINGE 1967, 1969). Az állóvizet kedvelő halak nem meghatározóak a vizsgált Dráva szakaszok halfaunájában. Ezek a halak, feltehetően, leginkább a folyó vízgyűjtő területén üzemelő halastavakról és horgász vizekről – időszakosan – juthattak le a Drávába. Az új környezetben azután könnyebben eshettek a vidra zsákmányául. Ezért lehet magas e fajok preferencia indexe. A ponty amely a dévér zóna jellemző faja, akár a halastavakból is lejuthatott a Dráváig, bár a pikkelyek, és a csonttani bélyegek alapján legtöbbször nem állapítható meg, hogy vad, vagy nemes változatot fogyasztott a vidra.

Halastavakkal összehasonlítva (LANSZKI et al. 2001, GEIDEZIS 2002) a Dráván élő vidrák nagyobb mértékben preferálták a pontyot, a sügért és a fogassüllőt. Néhány lassan úszó (WISE et al. 1981) stagnofil halfajt, mint például a törpeharcsát és a compót kifejezetten preferált ($E_i = 1,0$). Ugyanakkor ezek a vizsgált két éves időszakban nem kerültek elő az elektromos halászatok alkalmával. Határozatlan preferenciaindexet a ritkán előforduló halfajok (pl. harcsa) esetében kaptuk. A gazdaságilag (vagy inkább horgászati szempontból) fontos halak (pl. ponty, fogassüllő, harcsa, márna) fogyasztási aránya a folyóvíz szakaszokon élő vidrák táplálékában 11-32%, a holtágakon élők táplálékában 3-10% között mozgott.

b) Kisvízfolyások

Táplálék-összetétel és táplálkozási niche-szélesség

Szoros korrelációs összefüggést találtunk a táplálék esetszámok és a biomassza számítás szerinti táplálék-összetétel között (20. táblázat). A részletesebb értékelésben a mennyiségi összetétel (B%) adatok szerepelnek. Nem találtunk szignifikáns eltérést egyik területen sem az évek között a fő táplálék taxonok, mint pl. a halfogyasztás (páros t-próba, $t_3 = 0,10-1,68$, $P = 0,192-0,912$), vagy a kétéltűfogyasztás ($t_3 = 0,55-1,49$, $P = 0,233-$

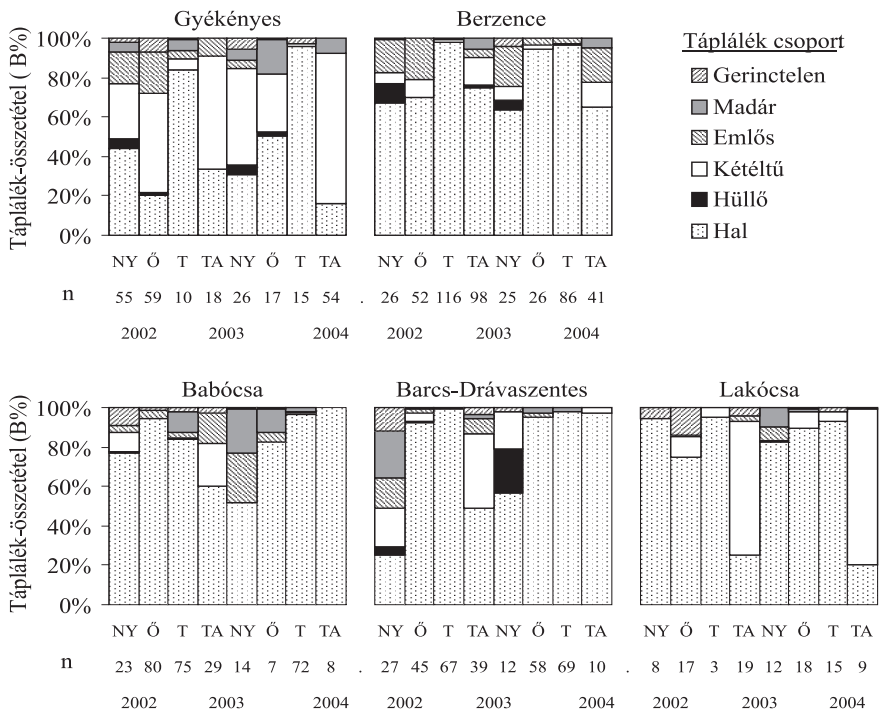
20. táblázat: A Dráva régió kisvízfolyásai mentén élő vidrák táplálékában előforduló fő táplálékok esetszámai és a biomassa számítási adatok közötti összefüggés (adatok: LANSZKI et al. 2009)

	Hal	Kétéltű	Hüllő	Emlős	Madár	Gerinctelen	Növény
r_s	0,901	0,763	0,983	0,766	0,794	0,569	0,806
n	20	20	20	18	16	20	7
P <	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,01	0,05

Megjegyzés: r_s – Spearman korreláció, n – 5 terület, 4 évszak, P – szignifikancia szint.

0,618) adatok között, illetve az évenkénti táplálkozási niche-szélesség indexek között ($t_3=0,14-3,14$, $P=0,052-0,899$). Ezért a vizsgált két év táplálék-összetétel adatait összevontan értékeltük.

A vidra fő táplálékát általában halak alkották (szélső értékek, Gyékényes: 15,8-95,5; Berzence: 63,7-98,0; Babócsa: 51,6-100,0; Drávaszentés: 25,4-99,6 és Lakócsa: 20,5-95,0; 195. ábra; 14. melléklet). Az egyes területeken élő vidrák táplálékeloszlása szignifikánsan különbözött (Chi-négyzet teszt, $\chi^2_{20}=343,71$, $P<0,001$). A területfüggő különbség elsősorban a domináns hal (MANOVA, $F_{3,4}=6,90$, $P<0,01$), és a másodlagos kétél-tűfogyasztás ($F_{3,4}=18,33$, $P<0,001$) különbségeiből adódott.



195. ábra: A Dráva régió kisvízfolyásai mentén élő vidrák évszakos táplálék-összetétele (adatok: LANSZKI et al. 2009)

Megjegyzés: évszak: NY – nyár, Ő – ősz, T – tél, TA – tavasz, n – hullatékszám.

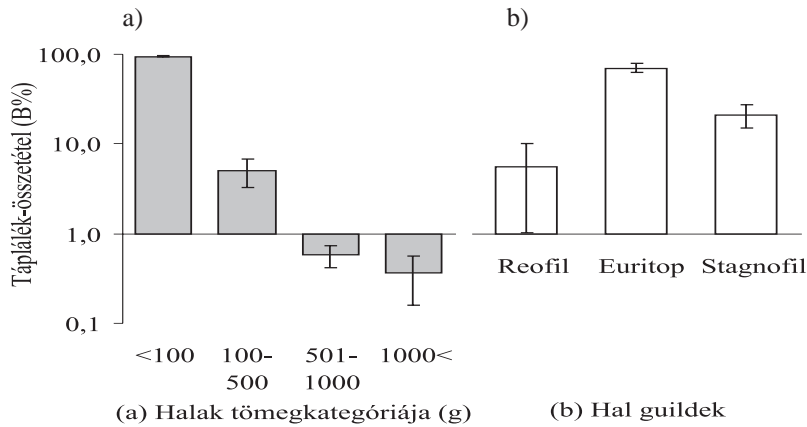
A Dombó-csatorna gyékényesi szakaszán élő vidrák szignifikánsan kevesebb halat, viszont több hullót és kétéltűt fogyasztottak, mint a többi terület vidrái. Nem tapasztaltunk területfüggő különbséget a kisemlősök, a gerinctelenek és a növények fogyasztásában ($P=0,15-0,73$). Legnagyobb arányú halfogyasztást télen, legalacsonyabbat tavasszal tapasztaltunk ($F_{3,4}=15,59$, $P<0,001$; 195. ábra). A nem halakból álló táplálék fogyasztása tavasszal és nyáron volt számottevő (195. ábra, 14. melléklet). Területtől függően eltérő mértékben, de a vidrák lényegesen nagyobb arányban fogyasztottak kétéltűeket tavasszal, mint télen ($F_{3,4}=26,78$, $P<0,001$). A vidrák főként kárással (alapvetően ezüstkárással) táplálkoztak a Barcs-Komlósi Rinyán és a Korcsinán, kárással és küllővel a Babócsai Rinyán, valamint törpeharcsával a Dombó-csatorna berzencei szakaszán. A kétéltűek között számottevő mértékben főként béka (*Rana*) fajokat, ritkán varangyot és zöld levelibékát fogyasztottak, különösen a Gyékényesi és a Lakócsai mintaterületen. A Dombó-csatorna berzencei szakasza mentén nyári időszakban gyűjtött két mintában mocsári teknős maradványokat találtunk. A madarak között vízimadarak (főként récék) és ritkán kistestű énekesmadarak (különösen a babócsai és drávaszentesi területen), vagy fácán (*Phasianus colchicus*) szerepelt. A kisemlősökből álló táplálékban főként vízi pocok (különösen a gyékényesi és a berzencei területen) és pézsmapocok (Gyékényesen, Berzencén és Babócsán) szerepelt, de előfordult *Microtus* pocok, erdeieger (*Apodemus* spp.) és vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) (Berzencénél), ritkán rovarevők, pl. vízcicikány (*Neomys* spp.) fogyasztás is. Gerinctelenek közül tízlábú rákok (*Astacus* spp.) (Berzencénél és Babócsán), vízbogarak, pl. sárgaszegélyű csikbogár (*Dytiscus marginalis*), óriás csibor (*Hydrous piceus*), bolharák (*Gammarus* spp.), futóbogarak (*Carabus* spp.) és lárváik, valamint apró csigák fordultak elő táplálékként. Esetenként növényi táplálékelemek (fűszálak, apró magvak) is szerepeltek a mintákban, amelyeket feltehetően zsákmányállatokkal együtt nyelhettek le.

A különböző területeken élő vidrák táplálkozási niche-szélessége (B index) nem különbözött lényegesen (MANOVA, $F_{3,4}=2,63$, $P=0,065$), de az évszakok közötti különbség szignifikáns volt ($F_{3,4}=9,00$, $P<0,01$). A B index nyáron volt legmagasabb ($B=2,32$) és télen a legalacsonyabb ($B=1,12$). A vidrák táplálékában legalább 20 különböző hal, 6 emlős, 6 madár, 3 hulló, 3 kétéltű, 12 gerinctelen és 3 növénytaxont különítettünk el.

A vidra haltáplálékának eloszlása a halak tömegkategóriái és guildjei szerint

A vidra által fogyasztott halak zömmel apró méretűek voltak (196a. ábra). A 100 grammnál kisebb tömegű halak biomassa számítás szerinti fogyasztási aránya átlagosan 94,1% volt, területtől függően 88,0% és 96,9% között alakult. A nagy, 500 g feletti halak fogyasztási aránya mindössze 0,9-2,1%-ot tett ki. A haltáplálék méret szerinti eloszlása az egyes területeken nem különbözött lényegesen (Chi-négyzet teszt, $\chi^2_{12}=20,10$, $P=0,065$).

A vidrák leggyakrabban euritop, vagyis széles ökológiai tűrésű halakkal táplálkoztak (átlagosan 72,7%, 196b. ábra), ezek mellett a stagnofil, vagyis állóvízes kedvelő halak részaránya volt még számottevő (átlagosan 21,7%). A reofil, vagyis áramláskedvelő halak részaránya volt a legkisebb (átlagosan 5,6%) a táplálékban. Az egyes területek lényegesen különböztek a hal guildok eloszlásai szerint ($\chi^2_8=291,30$, $P<0,001$). A legtöbb reofil halat a gyékényesi mintaterületen (24,1%), a legkevesebbet (0,2%) a drávaszentesi területen (Barcs-Komlósi rinyán) fogyasztották a vidrák. Stagnofil halakat legnagyobb arányban (44,9%) a berzencei területen a legkevesebbet (9,7%) a lakócsai területen; a legtöbb euritop (89,4%) halat a lakócsai, a legkevesebbet (52,6%) a gyékényesi területen fogyasztották a vidrák.



196. ábra: A Dráva régió kisvízfolyásai mentén élő vidrák haltáplálékának eloszlása a halak tömege és a halak élőhelyi jellemzői (guild) alapján (átlag±SE) (adatok: LANSZKI et al. 2009)

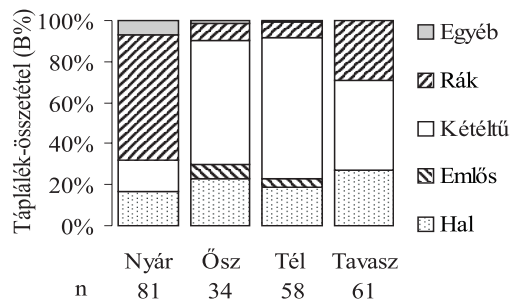
Megjegyzés: logaritmikus skála

Javarészt idegenhonos halak, így az ezüstkárász és a törpeharcsa (átlagosan 71,0%) jelentették a vidra fő táplálékát. Az idegenhonos és az őshonos halak fogyasztásában területfüggő különbséget találtunk ($\chi^2_4=196,78$, $P<0,001$). A legtöbb idegenhonos halat a drávaszentesi (92,7%), legtöbb őshonos halat (68,3%) a gyékényesi területen fogyasztották a vidrák.

A Tetves patak mentén élő vidrák tápláléka

A Balaton vízgyűjtőjéhez tartozó Tetves patakon végzett vizsgálat (LANSZKI és MOLNÁR 2003) korábban zajlott, mint a Dráva menti vizsgálat. Az alábbiakban az itt kapott eredményeket is ismertetjük.

A Tetves patakon élő vidrák táplálékában a kétéltűek töltötték be elsődlegesen fontos szerepet ősztől tavaszig (60, 68, ill. 44%, évszakonként), csak nyáron voltak (21%) másodlagosan fontosak (197. ábra, 15. melléklet). A táplálékmaradványok között mocsári teknős páncéljának a darbjai és siklófélék is előfordultak. A kisemlősökből álló



197. ábra: A Tetves patak mentén élő vidrák évszakos táplálék-összetétele (adatok: LANSZKI és MOLNÁR 2003)

Megjegyzés: n - mintaszám

táplálékban a vízi pocok fogyasztása volt számottevő az őszi és a téli időszakban (7, ill. 3%). Madarak alacsony arányban fordultak elő táplálékként. A halak részaránya egész évben alacsony szinten mozgott (17-27%), legalacsonyabb volt nyáron és legmagasabb tavasszal. A halfajok között a lassú folyású patakokra és halastavakra jellemző fajok egyaránt előfordultak. A vidrák domináns tápláléka nyári időszakban gerinctelenekből állt. Közülük a két tízlábú rákfaj, így a folyami rák (*Astacus astacus*) és a kecskerák (*Astacus leptodactylus*) fogyasztása volt jelentős. Nyáron a rákok jelentették a vidrák fő táplálékát (62%) és még az őszi-téli időszakban is számottevő mennyiségben (8-9%) szerepeltek a vidrák étlapján (197. ábra). A Tetves patakon élő vidrák táplálkozási niche-szélessége relatív előfordulási gyakoriság ($B=2,65-3,51$) és biomassa számítás ($B=1,95-2,84$) alapján is széles volt.

Megvitatás. A Dráva-menti kisvízfolyásokon végzett vizsgálataink (LANSZKI et al. 2009) eredményei hasonlóak az Európa északabbi területein, szintén kisvízfolyásokon kapott eredményekhez (ERLINGE 1967, WEBER 1990, HARNA 1993, SIDOROVICH 1997), ahol a halak, esetenként a kétélűek voltak a vidra fő táplálékai. A halfogyasztás jellegzetes évszakos mintázatot mutatott, tavasztól télig fokozatosan nőtt, bár területtől függően voltak eltérések. Az évszakos eltérést a halkészlet változása okozhatta, amelyet alapvetően a vízfolyások vízkészlete befolyásolt. Rövid ideig tartó kiszáradás, vagy a víz áramlásának megszűnése, a Babócsai Rinya kivételével, a vizsgált kisvízfolyások mindegyikén előfordult, különösen a késő nyári időszakban. Ez nagyban meghatározta a vízhez kötődő potenciális táplálékfajok állománysűrűségét. A halfaunisztikai vizsgálatok szerint (SALLAI 2002a, 2002b) a Babócsai Rinyán a legjelentősebb halfaj a vörösszárnú keszeg (átlagos részarány: 45,5%) és a kűsz (32,4%), mindkettő őshonos és euritop faj, de előfordult a halkészletben a szintén euritop ezüstkárász (6,5%) és a stagnofil razbóra is (4,8%). A másodlagos (a hal után a legfontosabb kiegészítő) táplálékok fogyasztási aránya legnagyobb tavasszal volt. A jelen vizsgálatban a másodlagos táplálékok között jellemzően a kétélűek szerepeltek, de néhány területen más források (pl. kisemlősök, madarak, hullók, gerinctelenek) hasznosítása is számottevő volt, amely nemcsak a tavaszi, hanem a nyári időszakban is fennállt. Európa legtöbb területén a vidra fő élőhelyein, így például a tavakon és a folyókon (pl. KRANZ 2000, JEDRZEJEWSKA et al. 2001, COPP és ROCHE 2003, REMONTI et al. 2008), a kiegészítő táplálékok fogyasztása a halkészlet ingadozásával összefüggésben legnagyobb mértékű télen és tavasszal. A tavaszi és különösen a nyári nagyobb mértékű kiegészítő táplálékok fogyasztása összefügghet a préda fajok egyedszámának változásával és elérhetőségével. Például tavasszal, a kétélűek a nászidőszakban, vagy a madarak a tavaszi, nyári költési időszakban könnyebben hozzáférhetők a vidra számára. Egy helyszínen, a Dombó-csatorna Gyékényes melletti szakaszán, a kétélűek a vidra elsődleges táplálékát jelentették. A kétélűek időszakosan rendelkezésre állhattak a vízfolyások medrében is, de kétélűeket a közeli, számukra alkalmas élőhelyeken például kis erdőfoltokban és mocsárréteken is megtalálhatták. A tőlünk északabbra és délebbre található európai régiókban, a kisvízfolyások mentén végzett vizsgálatokban is jelentős kiegészítő táplálékfogyasztást tapasztaltak. WEBER (1990) tél végén, tavasz elején, HARNA (1993) szintén tavasszal tapasztalt kiemelkedően magas kétélűfogyasztást, míg Görögországban, GOURVELOU et al. (2000) magas madárfogyasztást ősszel, magas kisemlős és kétélű fogyasztást télen tapasztalt. A mi vizsgálatunkban a gerinctelenek fogyasztása alacsonyabb volt, mint ERLINGE (1967) Svédország déli területein, vagy a mediterrán régióban (BEJA 1996, GOURVELOU et al. 2000), ahol a kisvízfolyások mentén élő vidrák táplálékában a domináns hal mellett a tízlábú rákok fogyasztása volt igen magas arányú. A jelen vizsgálatunkban az őshonos folyami rák (*Astacus astacus*) fogyasztása egy területen, a leginkább bővizű és kiegyenlítettebb víz-

hozamú Babócsai Rinyán volt számottevő, különösen nyáron, ezen kívül előforduló táplálékem volt a berzencei területen. Hazai vizsgálatokban kiugróan magas tizlábú rák fogyasztást a Balaton vízgyűjtő területéhez tartozó Tetves patakon tapasztaltunk (LANSZKI és MOLNÁR 2003). Érdekességként említjük, hogy az európai mediterrán területeken idegenhonos észak-amerikai vörös rák (*Procambarus clarkii*) nagyarányú fogyasztásáról számos vidratáplálékot elemző tanulmányban beszámoltak (pl. BEJA 1996, MAGALHÃES et al. 2002, CLAVERO et al. 2003, 2004, OTTINO és GILLER 2004, PEDROSO et al. 2006).

Nálunk (LANSZKI et al. 2008b), ahogy európai elterjedésének nagyobb részén, a vidra szaporodása nem szezonális. Ezért a kisvízfolyások időszakos kiszáradása vagy alacsony vízállása a vidra szaporodási sikerét ronthatja (RUIZ-OLMO et al. 2002) az optimálnál rosszabb táplálékellátottság miatt. Ilyen kedvezőtlen feltételek esetén a vidrák növelhetik a mozgáskörzetüket (ERLINGE 1968), mi a mintaszámok csökkenését tapasztaljuk. Számos tanulmányban (pl. ERLINGE 1968, JEFFERIES 1986, KRUIK et al. 1986, MASON és MACDONALD 1986, KRUIK 1995, CARSS 1995) részletezték, hogy a vidra évszakos ürítési viselkedését számos tényező befolyásolja, pl. a vízhőmérséklet, a halkészlet nagysága, a társas kapcsolatok, stb. A mintaszámok ingadozása azt jelzi (195. ábra), hogy a vidrák jelenléte a területeink többségén feltehetően csak többé-kevésbé stabil, ami megint csak az élőhelyi feltételek kedvezőtlen változásaival függhet össze. A kedvezőtlen haltáplálék ellátottságot jelzi a fogyasztott 20 halfaj (taxon) mellett az egyéb táplálék taxonok magas száma (33). Bár a vidrák képesek nagyon sokféle táplálékot hasznosítani (CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, KRUIK 1995), vagyis táplálkozásukban meglehetősen flexibilisek, a gerinctelenek, kétéltűek és madarak mellett (ERLINGE 1967, KRUIK 1995, JEDRZEJEWSKA et al. 2001, RUIZ-OLMO et al. 2001, CLAVERO et al. 2003, 2005) optimális körülmények között a hal a fő táplálékuk. A reofil halak alacsony fogyasztása (vízfolyásokról lévén szó) alacsony volt. Bár a vizsgált időszakban ezeken a területeken nem zajlottak halfelmérések, de a korábbi preferenciavizsgálatok (ERLINGE 1967, KRUIK 1995, LANSZKI és SALLAI 2006) tapasztalatai azt jelzik, hogy a vidra haltáplálék-összetétele és a halkészlet összetétele között összefüggés áll fenn.

Összességében, a vidrák táplálkozásukban alkalmazkodnak a rövid ideig tartó kedvezőtlen élőhelyi körülményekhez, az egyébként domináns halról képesek táplálékot váltani kétéltűek, rákok, madarak, vagy emlősök irányában, amíg a halkészlet ismét gazdagabbá válik. A haltáplálék nagyobb része jellemzően kisméretű, közönséges, széles ökológiai tűrésű invázió fajokból áll. Nem ismert pontosan a mértéke, de az élőhelyen hosszabb időszakban bekövetkező kedvezőtlen jelenségek (pl. kiszáradás) feltehetően negatívan hatnak a vidrák kondíciójára, szaporodási sikerére. Az eredmények azt mutatják, hogy a kisvízfolyások vidra élőhelyként is (legalább táplálkozó területként és migrációs útvonalként) jelentős szerepet játszanak az ökológiai hálózatban. A vízfolyások (vidra)monitorozására és az élőhely kezelésre a forrástól a tengerig (vagyis komplex módon) nagyobb figyelmet kellene fordítani.

c) Lápok

Táplálék-összetétel

A Baláta-tavi mintákban a fő táplálék taxonok fogyasztása az előfordulási esetek eloszlásvizsgálata alapján a két évben eltérést mutatott (Chi-négyzet teszt, $\chi^2_4=30,91$, $P < 0,001$), ugyanakkor a haltáplálék (21. táblázat) és külön a nem haltáplálék fogyasztás összehasonlító vizsgálatakor (B%) az évek közötti különbség nem volt szignifikáns (páros t-próba, $t=3,03$, $P=0,094$, mindkét esetben). Az elsődlegesen fontos haltáplálék-

21. táblázat: Somogyi lápokon élő vidrák évtől függő halfogyasztása, táplálkozási niche-szélessége és relatív hulladék sűrűsége (adatok: LANSZKI és SZÉLES 2006)

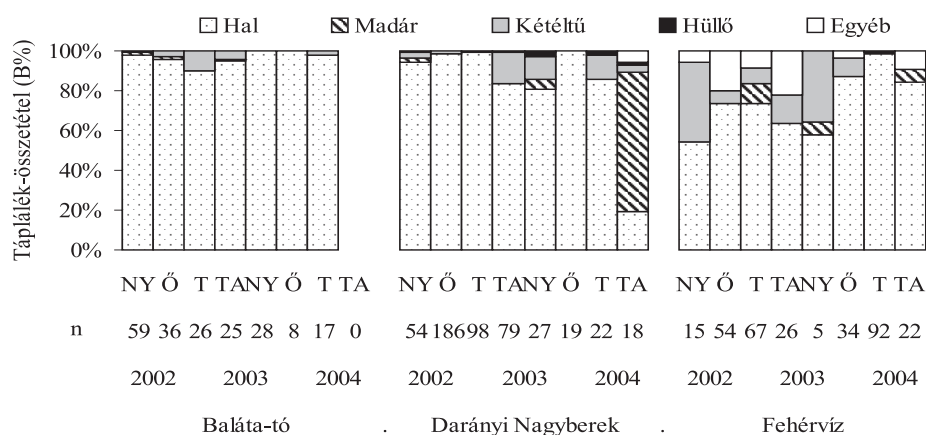
Terület	Halfogyasztási arány (B%)		Táplálkozási niche-szélesség (B index)		Relatív hulladék sűrűség (D index)	
	1. év	2. év	1. év	2. év	1. év	2. év
Baláta-tó	94,4±2,3	99,2±0,7	1,12±0,05	1,02±0,02	24,8±5,4	9,0±4,1*
Darányi Nagyberkek	93,9±3,6	71,5±17,8	1,13±0,08	1,42±0,18	59,2±12,2	12,2±1,1
Fehérvíz	66,4±4,6	82,1±8,7*	2,00±0,12	1,46±0,26	17,9±5,3	16,9±8,3

Megjegyzés: B% – biomassa számítás szerinti összetétel, B index – Levins index, D index – egy kilométer gyűjtőútra jutó hullatékszám évente 8 alkalommal (6 hetente) végzett gyűjtésből számolva, átlag ±SE, 1. év: 2002 június – 2003 május, 2. év: 2003 június – 2004 május, *az évek közötti különbség szignifikáns $P < 0,05$ szinten.

ban (198. ábra) a legnagyobb arányban fogyasztott faj az ezüstkárász volt (16. melléklet). Az egyéb (nem hal) táplálékok között jelentősek voltak a békák (főként *Rana kl. esculenta*).

A Darányi Nagyberkekben élő vidrák táplálék-összetétele a hat fő táplálék taxon eloszlásvizsgálata alapján lényegesen különbözött a két évben ($\chi^2_5=888,94$, $P < 0,001$). A domináns táplálék itt is a hal volt (198. ábra). A vizsgálat első évében, amely időjárását tekintve normál évnak minősült, a halfogyasztás (16. melléklet) statisztikailag nem szignifikáns módon volt csak magasabb, illetőleg az egyéb táplálékok fogyasztása pedig alacsonyabb, mint a második szárazabb évben (páros t-próba, $t=1,56$, $P=0,217$). A táplálékcsoportok fogyasztási arányában az évek között bekövetkezett változás azonban biológiailag lényeges. Például az aszályos nyáron a vidrák több kétéltűt és kevesebb halat fogyasztottak, mint az előző normál évben (198. ábra). Sőt, 2004 tavaszán extrém magas mértékű (70,0%) madárfogyasztást tapasztaltunk. Ekkor a vidrák táplálékában a vízimadarak, pl. a szárcsa (*Fulica atra*, 34,2%) és a récefélék (*Anatidae*, 21,2%) voltak meghatározók.

A Fehérvízi lápon élő vidrák táplálék-összetétele a hat fő táplálék taxon eloszlásvizs-

**198. ábra: Három somogyi lápon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele (adatok: LANSZKI és SZÉLES 2006)**

Megjegyzés: évszakok: NY – nyár, Ő – ősz, T – tél, TA – tavasz, n – mintaszám.

gálata alapján lényegesen különbözött a két évben ($\chi^2_5=313,51$, $P<0,001$). A haltáplálék fogyasztás nem szokványos módon az első (átlagos időjárású) évben alacsonyabb volt, mint az aszályos évben (páros t-próba, $t=3,36$, $P<0,05$, 21. táblázat). Az elsődlegesen fontos hal mellett (198. ábra) a területen számottevő volt a békák és a kisemlősök fogyasztása 16. melléklet).

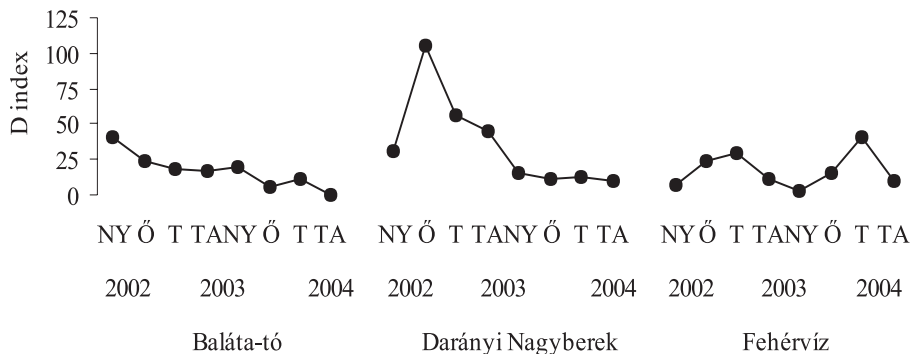
A vidrák területfüggő táplálék-összetétele

A három lápon élő vidrák táplálék-összetétele lényegesen különbözött ($\chi^2_{10}=83,96$, $P<0,001$). A területfüggő különbség a másodlagos táplálékok (kétéltűek, madarak) fogyasztásának különbözőségeiből adódott (ANOVA, $F=6,71$, $P<0,01$) és nem közvetlenül a halfogyasztásbeli eltéréseiből ($F=2,84$, $P=0,082$). A Darányi Nagybereken élő vidrák lényegesen nagyobb arányban fogyasztottak madarakat ($F=8,20$, $P<0,05$), a Fehérvízi lápon élő vidrák nagyobb arányban fogyasztottak emlősöket ($F=9,20$, $P<0,05$) és gerincteleneket ($F=3,67$, $P<0,01$), mint a másik két területen élő vidrák. Nem találtunk területtől függő különbségeket a kétéltű- és hullófogyasztásban ($F=2,59$, $P=0,100$).

A vidrák által fogyasztott halak jellemzően apró méretűek, 100 grammnál kisebb tömegűek voltak (átlagosan, 99,9% a Baláta-tavon, 94,6% a Darányi Nagybereken és 96,6% a Fehérvízi lápon), 500 grammnál nagyobb halak maradványai nem is fordultak elő a hullatékokban. Az egyes területek között a halak tömegkategóriái szerinti eloszlás nem különbözött lényegesen ($\chi^2_2=4,02$, $P=0,134$).

Táplálkozási niche-szélesség és relatív hullatéksűrűség

A jellemzően haldominanciájú táplálék miatt a vidrák táplálkozási niche-szélessége szűk volt (21. táblázat). Az évek közötti különbség statisztikailag nem volt jelentős (páros t-próba, $t=3,30$, $2,77$ és $2,71$, $P=0,081$, $0,069$ és $0,073$, a három terület sorrendjében), bár a különbségek biológiai megközelítésből figyelemre méltóak. Legszélesebb táplálkozási niche a Fehérvízen élő vidrákat jellemezte (ANOVA, Baláta-tó: $1,07\pm 0,03$, Nagyberék: $1,27\pm 0,11$ és Fehérvíz: $1,73\pm 0,16$, $F=8,13$, $P<0,01$).



199. ábra: A vidra évszakos relatív hullatéksűrűségének alakulása somogyi lápokon (adatok: LANSZKI és SZÉLES 2006)

Megjegyzés: D index: egy kilométer gyűjtőútra jutó vidrahulladék minták száma.

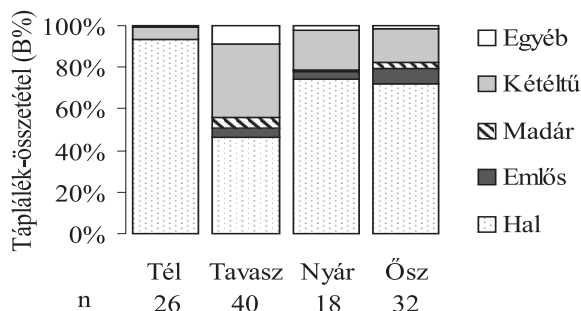
Nem találtunk területtől függően lényeges eltérést a vidrák relatív hulladék-sűrűségében (ANOVA, $F=1,96$, $P=0,166$). Az aszályos évben tendenciózusan (199. ábra) alacsonyab-
bak voltak a D index értékek a Baláta-tavon (páros t-próba, $t=4,27$, $P<0,05$) és a Darányi
Nagyberekben ($t=2,77$, $P=0,069$), mint az első (átlagos adottságú) évben. A Balátán,
2004 telének végét követően nem találtunk vidra jelenlétére utaló nyomjeleket (199.
ábra).

A Lankóci égerligetben élő vidrák tápláléka

A Lankóci égerlapon korábban (1999. decembere és 2001. novembere között) végeztünk vizsgálatot (LANSZKI és MOLNÁR 2003), mint a három másik somogyi lapon.

A Lankóci égeresben élő vidra domináns táplálékát halak képezték, fogyasztásuk jelentősen ingadozott az egyes évszakok között (200. ábra, 17. melléklet). A jellemzően kisméretű (100 g-nál kisebb tömegű) halak fogyasztott biomassza aránya télen 93%-ot ért el, legjelentősebb faj a csuka, másodlagosan fontos a sügér volt. Tavasszal a halak fogyasztási aránya 50% alá csökkent, majd a nyári, valamint a csapadékosabb őszi időszakban ismét megemelkedett (72-74%). Tavasztól őszig a törpeharcsa, a naphal és a sügér volt a legfontosabb táplálék. A vidra táplálkozásában az egyébként nem tipikus táplálék taxonok jelentős szerepet töltek be. A kisemlősök előfordulása tavasztól őszig általában számottevő volt, fogyasztott biomasszájuk 4-7%-ot tett ki, közülük a vízcickányok (*Neomys* spp.) voltak a legfontosabbak. A madárfogyasztás tavasszal emelkedett meg (5%). Az alacsony haltáplálék-készletű, időszakosan kiszáradó Lankóci égerligetben élő vidrák táplálékában másodlagosan fontos szerepet a kétéltűek töltek be. Közülük legfontosabbak a különböző béka fajok voltak, fogyasztott biomasszájuk aránya tavasszal 40%-ot ért el. A gerinctelenek biomassza számítás szerinti fogyasztási aránya minden évszakban számottevő volt, tavasszal 5%-ot tett ki. Közülük legfontosabbak a csikbogár (*Dytiscidae*) és a csíbor (*Hydrophilidae*) fajok voltak. A növényfogyasztás alacsony szinten mozgott.

Megvitatás. Az elsődlegesen fontos halak mellett, a lápokon élő vidrák táplálékában számos más táplálékcsoport fordult elő, amely a változatos vadászati szokásai jelzi (CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, KRUIK 1995). Kedvezőtlen környezeti feltételek (például hosszantartó száraz időszak) esetén – a korábban már részletezett módon – a vidrák növelhetik a mozgáskörzetüket (ERLINGE 1968) és extrém körülmények között, élőhely típustól függően különböző táplálékforrásokat képesek hasznosítani (JEDRZEJEWSKA et al. 2001, RUIZ-OLMO et al. 2001, CLAVERO et al. 2003).



200. ábra: A Lankóci égerligetben élő vidrák évszakonkénti táplálék-összetétele (Adatok: LANSZKI és MOLNÁR 2003)

Megjegyzés: n - mintaszám

Az egyes vizsgált területeken élő vidrák táplálék-összetétele különbözött, amit számos tényező befolyásolhatott. Például az erdők által övezett lápmedencék (Baláta-tó, Darányi Nagyberék) vízszintje alapvetően a csapadékvízről és a talajvízszinttől függ. Ugyanakkor a nagyobb kiterjedésű, csatornákkal behálózott Fehérvízi láp patakokkal is összeköttetésben áll. Az élőhelyek különbözősége, különösen aszályos időszakban a halkészlet eltérő alakulásához vezethet (DELIBES et al. 2000, LANSZKI et al. 2001, RUIZ-OLMO et al. 2001). A száraz évben a Fehérvízen élő vidrák a kétéltű fogyasztást növelték, míg a Darányi Nagyberékben, tavaszi időszakban vízimadarak irányában váltottak zsákmányt. A szárazság, majd az azt követő időszakban tapasztalt nagyarányú halfogyasztás a vidrák szükségszerű migrációjával is összefügghet (DULFER et al. 1998, DELIBES et al. 2000, RUIZ-OLMO et al. 2001, 2002). A vidrák elhagyják a számukra megfelelő táplálékforrást nem biztosító területeket, vagy csak alkalmanként látogatják (ellenőrzik) azt, amit az alacsonyabb hullaték számok is jeleznek (199. ábra). A vizsgált időszakban a Darányi Nagyberékben a fokozottan védett cigányréce (*Aythya nyroca*) volt a második leggyakoribb fészkelő récefaj (Fenyősi László, személyes közlés) és a vizsgált időszakban a területen tapasztalt fészkelő predációt okozó fajok között a vidra is szerepelt. A vidra hullatékokban magas arányban mutattunk ki récéket és szárcsát. A táplálkozási niche-szélesség értékek a mediterrán régióval összehasonlítva (DELIBES et al. 2000, RUIZ-OLMO et al. 2001, CLAVERO et al. 2003) alacsonyak voltak. Úgy tűnik, hogy a vidrák szűk sávban hasznosítják a forrásokat (amint a Darányi Nagyberékben, vagy Fehérvízen), vagy elhagyják a területet, amint az a Baláta-tó esetében bekövetkezett.

A relatív hullatéksűrűség indexek lényegesen alacsonyabbak voltak, mint amit a halban gazdag halastavakon tapasztaltunk (LANSZKI 2005b) megközelítően a tizedrészét tették ki (95. ábra). A vizsgálataink összhangban vannak a mediterrán régióban tapasztaltakkal (RUIZ-OLMO et al. 2001), amely szerint a hosszú száraz időszak eredményeként növekszik a vidrák migrációja. Csak egy rádiótelemetriás vizsgálat (pl. DULFER et al. 1998) adhatna választ ennek mértékéről.

Összességében: a nagyarányú halfogyasztás azt jelzi, hogy a lápok halállománya átlagos években kielégítő egy kis sűrűségű vidraállomány számára. Az egyes lápokon élő vidrák száraz időszakban mutatott adaptációs viselkedése az alábbiak szerint különbözött: 1) a vidrák nem váltottak táplálékot, hanem a területet elhagyták (Baláta-tó), 2) a vidrák táplálékot váltottak, a területen éppen elérhető fészkelő vízimadarakat fogyasztották nagy arányban, emellett a vidrák jelenléte alkalmasszerűvé vált (Darányi Nagyberék) és 3) a kiterjedt Fehérvízi lápvidéken a vidrák domináns tápláléka a hal maradt, a relatív sűrűségük nem változott lényegesen.

A vizsgálat kapcsán élőhely-megőrzéssel kapcsolatos kérdések merülnek fel. Az élőhely kiszáradását, a halkészlet drasztikus csökkenését a lápokon élő vidrák (és más vízhez kötődő fajok) néhány hónapig elviselhetik. Az aszályos periódus következménye a táplálékváltásnál súlyosabb, csökkenő vidrasűrűségben, rendszertelen előfordulásban és elvándorlásban mutatkozik meg. A csapadékvíz mennyiségétől függő természetes lápmedencék (Baláta-tó, Nagyberék) aszályos periódust követő halakkal való benépesülése természetes úton lassan zajlik le. A nagyobb kiterjedésű lápvidék (Fehérvíz) egyes részei bár kiszáradhatnak, de csatornák hálózják be, így a halállománya gyorsan regenerálódik. A lápmedencék természetes úton, nagy arányban nem őshonos halfajokkal (razbóra, naphal, ezüstkárász) népesülnek be. A vidra ezeket is előszeretettel fogyasztja, de nem ezek jellemeznék a természetes halkészletet. A halhiányos időszakban a lápokon fészkelő ritka madarak költését az emlős ragadozók veszélyeztethetik. Minden láp *ex lege* védelem alatt áll, és gyakran védett, vagy fokozottan védett területek részei, ezért (is) a természetes folyamataikba való beavatkozások elkerülendők. Azonban, a változatos lápi életközösség megőrzése érdekében, kritikus időszakokban mégis indokolt lehet

az ott élő természetvédelmi szempontból kiemelten fontos fajok (pl. rétisas, cigányréce, vidra) táplálkozási és szaporodási feltételeinek megőrzése. Például, aszályt követő esős időszakban a területre jellemző (lehetőleg onnan származó) őshonos halfajok (pl. compó, széles kárász, nyurgaponty, réti- és vágócsík, sügér, lápi póc, stb.) visszajutását elősegíteni. Ez, biológiai úton az exota halfajok visszaszorítására is hatásos lehet.

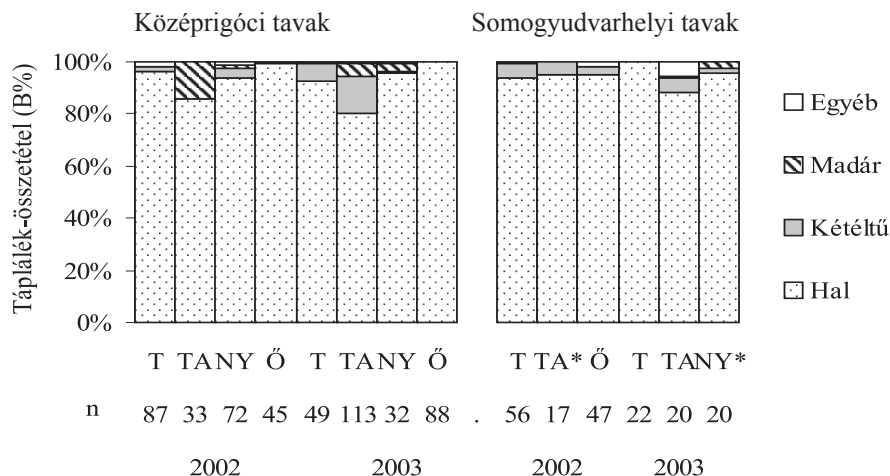
d) Tavak

Táplálék-összetétel és táplálkozási niche-szélesség

Szoros korrelációs összefüggés állt fenn a táplálék esetszámok és a biomaszsa számítási adatok között a Középrigóci tavakon ($r_S=0,837$, $n=14$, $P<0,001$) és a Somogyudvarhelyi tavakon ($r_S=0,822$, $n=14$, $P<0,001$) egyaránt. A vizsgált évek közötti táplálék-összetételbeli különbség nem volt szignifikáns sem a Középrigóci (páros t-próba, $t_6=1,12$, $P=0,305$), sem a Somogyudvarhelyi tavakon ($t_6=1,07$, $P=0,325$).

A vidrák fő táplálékát mindkét területen halak alkották (18. és 19. melléklet), biomaszsa számítás szerinti fogyasztásuk aránya éves átlagban 93,1% és 94,6% volt a Középrigóci és a Somogyudvarhelyi tavak sorrendjében. A haltáplálékon belül a Középrigóci tavakon legfontosabb faj az ezüstkárász volt (B%, évszakonkénti terjedelm: 54,7-92,7%), mellette a vidrák télen csukát, nyáron naphalat fogyasztottak számottevő arányban. A Somogyudvarhelyi tavakon a vidrák legfontosabb táplálékát törpeharcsa jelentette (47,3-75,6%), mellette télen ezüstkárászt, nyáron sügért, ősszel naphalat fogyasztottak jelentősebb arányban. Ez a terület horgászati hasznosítás alatt áll, de a horgászati szempontból fontos halak fogyasztásának részaránya alacsony szinten mozgott. Évszaktól függően például a ponty fogyasztási aránya 0,3% és 5,2%, a fogassüllő 0,3% és 1,2%, a csukáé 0% és 3% között alakult.

A haltól eltérő, vagyis az „egyéb” táplálékon belül, a Középrigóci tavakon az első vizsgált év tavaszán a madárfogyasztás (14,2%), míg a második év tavaszán a békafo-



201. ábra: A Középrigóci és a Somogyudvarhelyi tavakon élő vidrák évszakonkénti táplálék-összetétele (adatok: LANSZKI és SZÉLES kézirat)

Jelmagyarázat: évszakok: T – tél, TA – tavasz, NY – nyár, Ó – ősz, * összevont időszakok: TA* – tavasz és nyár, NY* – nyár és ősz, n – mintaszám.

gyasztás (14,4%) volt számottevő (201. ábra). A Somogyudvarhelyi tavakon leginkább kétéltűek képezték a vidrák másodlagos táplálékát (201. ábra), de fogyasztásuk aránya egyetlen évszakban sem volt kiugróan magas (0,1-5,9%).

A Középrigóci tavakon élő vidrák táplálékában 14 hal (18. melléklet), 2 kisemlős, így pontosabban nem meghatározható pocok (*Microtus* spp.) és erdei egér (*Apodemus* spp.), 6 madár, így kistestű énekesmadár (*Passeriformes*), szalonka (*Scolopacidae*), szárcsa (*Fulica atra*), réce (*Anas* spp.), récefióka, madártojás, 2 hulló, így nem meghatározható sikló (*Colubridae*) és gyík (*Sauria*), 3 kétéltű, így *Rana* faj pl. kecskebéka (*Rana* kl. *esculenta*), varangy (*Bufo* spp.), zöld levelibéka (*Hyla arborea*), 4 gerinctelen, így sárgaszegélyű csíkbogár (*Dytiscus marginalis*), óriáscsibor (*Hydrous piceus*), kékfutrinka (*Carabus violaceus*), ragyás/rezes futrinka (*Carabus cancellatus/C. ullrichi*), valamint 3 növény taxon (fűféle, szeder és szőlő) fordult elő.

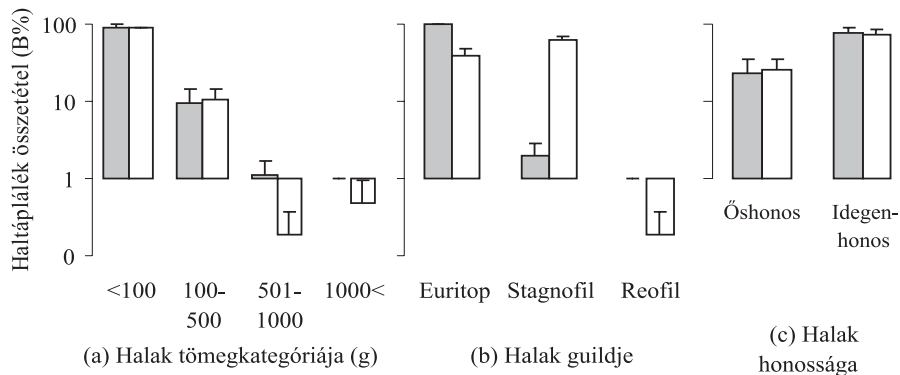
A Somogyudvarhelyi tavakon élő vidrák táplálékában 13 hal (19. melléklet), 3 kisemlős, így vízi pocok (*Arvicola terrestris*), pontosabban nem meghatározható *Microtus* pocok (*Microtus* spp.) és cickány (*Soricidae*), 1 madár (kistestű énekesmadár), 1 hulló (sikló), 2 kétéltű, így *Rana* faj, pl. kecskebéka (*Rana* kl. *esculenta*), zöld levelibéka, 4 gerinctelen, így tízlábú rák (*Astacus* spp.), vízibogár (csíkbogár/csibor), vízibogár lárvája, szitakötő lárva, valamint 1 növény taxon (fűféle) fordult elő.

Az évek közötti táplálkozási niche-szélességbeli különbség nem volt jelentős sem a Középrigóci tavakon (átlag \pm SE: $B=1,15\pm 0,063$, páros t-próba, $t_3=2,18$, $P=0,118$), sem a Somogyudvarhelyi tavakon ($B=1,12\pm 0,036$, $t_2=0,11$, $P=0,924$).

A Középrigóci tavakon a vidrák táplálkozási niche-e szélesebb volt tavasszal ($B=1,41$) és szűkebb ősszel ($B=1,01$), a Somogyudvarhelyi tavakon a táplálkozási niche szélesebb volt tavasszal ($B=1,18$) és szűkebb télen ($B=1,07$).

A fogyasztott halak tömege, guildje és honossága

A halak tömegkategóriáinak értékelésekor szoros korrelációs összefüggést találtunk az esetszámok és biomassza számítási adatok között a Középrigóci tavakon ($r_S=0,964$, $n=24$, $P<0,0001$) és a Somogyudvarhelyi tavakon egyaránt ($r_S=0,910$, $n=13$, $P<0,0001$). A vidrák mindkét területen alapvetően kis tömegű (<100 g) halakkal táplálkoztak (89,8%, ill. 88,8%, a két terület sorrendjében, 202a. ábra). A vidrák 1000 grammnál nagyobb



202. ábra: A Középrigóci és Somogyudvarhelyi tavakon élő vidrák haltáplálékának eloszlása a halak a) tömege, b) a halak élőhelyi jellemzői (guildje) és c) honossága alapján (adatok: LANSZKI és SZÉLES kézirat)

halat csak a Somogyudvarhelyi területen fogyasztottak, melyek aránya éves szinten 0,5%-ot tett ki.

A hal guildke vonatkozásában szintén szoros összefüggés állt fenn az esetszámok és biomassa számítási adatok között ($r_s=0,981$, $n=19$, $P<0,0001$, ill. $r_s=0,945$, $n=13$, $P<0,0001$, a két terület sorrendjében). A Középrigóci tavakon szinte kizárólagosan (98%-ban) euritop halakkal (202b. ábra), míg a Somogyudvarhelyi tavakon főként (61,6%-ban) stagnofil guildbe sorolt halakkal táplálkoztak a vidrák, de ezek mellett jelentős arányban fogyasztottak az euritop hal guildből is (38,2%).

A halak honossága szerint is szoros összefüggés állt fenn az esetszámok és biomassa adatok között ($r_s=0,956$, $n=15$, $P<0,0001$, ill. $r_s=0,907$, $n=2$, $P<0,0001$, a két terület sorrendjében). Mindkét területen meghatározó volt (76,8%, ill. 74,4%) az idegenhonos halak fogyasztása (202c. ábra).

Megvitatás. Az elsődlegesen fontos halak mellett, területtől függetlenül, a vidrák alacsony arányban fogyasztottak más táplálékféléseket. Ezek az eredményeket hasonlítani lehet egyes hazai halastavakon (LANSZKI et al. 2001), vagy a Dráván kapott eredményekhez (LANSZKI és SALLAI 2006) és nagyban eltérnek például a lápokon (LANSZKI és SZÉLES 2006), vagy a holtágakon (LANSZKI és SALLAI 2006) kapott eredményektől. A két vizsgált tórendszeren a nagyarányú halfogyasztás azt jelzi, hogy a tavak halállománya nem ingadozott olyan mértékben, mint a halastavaké, ahol az őszi lecsapolásokat követően táplálékhiány lép fel, és a vidrák kisebb nettó nyereségű (szuboptimális) táplálékforrásokat, pl. kétéltűeket, ízeltlábúakat, madarakat kényszerülnek hasznosítani (pl. CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, CARSS 1995, KRUK 1995, CLAVERO et al. 2001, LANSZKI 2002, JEDRZEJEWSKA et al. 2003).

A természetvédelmi kezelés alatt álló Középrigóci tórendszeren sem haltelepítés, sem horgászat nem folyt. A tavak többsége mocsár jellegű élőhely, a legészakibb tőegység fokozottan védett magterület, melynek közelében található a Nagyberék. A nagyrészt vízinövényekkel borított tavak kedvező élőhelyet biztosítanak számos, a vidra számára szóba jöhető táplálék csoportnak, így kétéltűeknek, hullóknak és madaraknak egyaránt. A tavak halállománya elsősorban a természetes szaporulatból pótlódik. Az ezüstkárász képezte az itt élő vidrák legfontosabb táplálékát, és tekintettel arra, hogy az ezüstkárászt a vidra preferálja (LANSZKI et al. 2001, LANSZKI és SALLAI 2006), a halkészletben is jelentős lehetett az invazív ezüstkárász aránya. A nagyarányú halfogyasztás és a minden évszakban viszonylag magas mintaszámok (201. ábra) arra utalnak, hogy a halkészlet elegendő volt vidrák állandó jelenlétének fenntartásához. Ezt a feltételezést támasztja alá a vizsgált időszakban végig lakott vidravár is.

A Somogyudvarhelyi bányatavak, bár nemzeti parki területen vannak, horgászati hasznosítás (vagyis hobbitevékenység) alatt állnak, a tavakba elsősorban fogható méretű halakat telepítenek. A területen emberi jelenléttel együtt járó folyamatos zavarás tapasztalható, ami az időszakonként alacsony mintaszámokban lemérhető (201. ábra). A törpeharcsa ellen, a vizsgált időszakban gyérítést végeztek – csekély eredménnyel. Ugyanakkor, a vidrák táplálékának döntő részét törpeharcsa alkotta, de mellette más ikra- és ivadékrabló halak (sügér, naphal) fogyasztása is számottevő volt. Előfordult, hogy az egyik tó jegére tucatnyi törpeharcsa fejet „rakott ki” a vidra. A horgászati szempontból értékes halak a vidra táplálékában mindössze néhány százalékot tettek ki, de azok fogyasztásának egy része is visszavezethető haltartó szájban való tartási (halcserelés, visszaengedés), vagy haltelepítési, stb. hibákra. Valószínűleg más horgásztavakon is hasonló lehet a helyzet, amint azt a Somogyfájszi és a Veregyházi horgásztavakon KEMENES és NECHAY (1990) tapasztalták, nevezetesen, a vidrák alapvetően nem a horgászati szempontból fontos „nemes” halakkal táplálkoznak. Ezt a kéréskört horgásztavakon érdemes

lenne a jövőben alaposabban is megvizsgálni. Ez azért sürgető, mert a fokozottan védett vidra „ismeretlensége” miatt az orrvadászat nem ritkaság, amit a post mortem vizsgált vidrák mortalitási okai között szereplő agyonlövés, agyonverés, kutyatámadás előfordulásai jeleznek (LANSZKI et al. 2007, 2008).

Módszertani szempontból érdekes, hogy más jellegű területeken végzett korábbi vizsgálatainkhoz hasonlóan (LANSZKI és MOLNÁR 2003, LANSZKI és SALLAI 2006), itt is szoros korrelációs összefüggés adódott a táplálék esetszámok és a biomassa számítási adatok között. Vagyis, a vidra valós táplálék-összetételét – zárttéri vizsgálat alapján (ERLINGE 1967, 1968) – a legjobban megközelítő (és egyben a leggyakrabban alkalmazott) százalékos relatív gyakoriság adatok összevethetők az utóbbi években egyre gyakrabban alkalmazott biomassa számítással kapott százalékos adatokkal.

A haltáplálék-összetételt, annak – legalábbis a vidra kapcsán jellemzően felmerülő – fontossága miatt részletesebben is értékeltük. A vidrák haltápláléka mindkét területen zömmel apró halakból állt. Ez az eredmény alapvetően összhangban áll más Európai területeken, így halastavakon, tavakon, patakokon kapott, többször is idézett eredményekkel, amelyek szerint a vidra alapvetően kisméretű halakkal táplálkozik (ERLINGE 1969, WISE et al. 1981, CARSS et al. 1990, KRUK és MOORHOUSE 1990, ROCHE 1998, KŁOSKOWSKI 1999, TAASTRØM és JACOBSEN 1999, RUIZ-OLMO et al. 2001, COPP és ROCHE 2003) és összhangban áll a hazai vizsgálatokban, így a Balatonon és a Kis-Balatonon (KEMENES és NECHAY 1990, NAGY 2002), a lápokon (LANSZKI és SZÉLES 2006), a halastavakon (LANSZKI et al. 2001, 2007a), a folyóvíz szakaszokon és a holtágakon (LANSZKI és SALLAI 2006), vagy halteleltető tavakon (LANSZKI et al. 2007) kapott eredményekkel is. A vidrák fogyasztottak, de csak ritkán, nagyméretű halakat. Ez azért érdekes és tanulságos, mert a Somogyudvarhelyi tavak halkészletében jelentős lehetett a kifogható, tehát nagy (1000 gramm feletti) halak aránya, legalábbis a jelentős horgászati aktivitás ezt jelezte.

Nem meglepő, hogy a tavakon élő vidrák nem reofil halakkal táplálkoztak. Azonban az euritop, és főként a honosságuk alapján nem őshonos fajok magas fogyasztási aránya több kérdésre is felhívja a figyelmet. Egyrészt, a vidra faji sajátossága, hogy az optimális zsákmánytartományába tartozó, legkisebb energia-befektetéssel zsákmányul ejthető halakat ejti el (KRUK 1995). Tápláléka ezüstkárással, törpeharcásával „fertőzött” területen ezen kritériumoknak megfelelő invazios halakból áll. Ennek részben horgászati-, de ennél sokkal fontosabb természetvédelmi jelentősége van. A falánk idegenhonos halak gyérítésével a vidra mintegy segít megőrizni az értékes vízi ökoszisztéma természetközeli állapotra jellemző őshonos halfaunáját, stabilitását, az élőhely fajgazdagságát. Nem ismert pontosan, hogy a vidra rendelkezik-e invazív halfajokra irányuló állomány szabályozó szereppel a természetközeli területeken, vagy az extenzív halas rendszereken. Tapasztalataink szerint (LANSZKI és SZÉLES 2003, LANSZKI és SALLAI 2006), természetközeli élőhelyeken (pl. lápokon, holtágakon) kimagaslóan magas arányban fogyasztja ezeket a tömegesen jelen levő, természetvédelmi szempontból negatív megítélésű idegenhonos halakat. Természetvédelmi kezelés szempontjából célszerű lenne a tavakon, a természeti adottságaiknak megfelelő arányban, őshonos, azon belül euritop és/ vagy stagnofil guildbe tartozó halfajok (pl. vörösszárnyú keszeg, más őshonos keszeg fajok, széles kárász, compó, ponty, csikfélék, sügér, csuka, stb.) állományait fenntartani. Erre vonatkozó kezdeményezésekkel szerencsére már találkozhatunk.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált, természetvédelmi kezelés alatt álló és horgászhasznosítású nemzeti parki területen élő vidrák érendjében a másodlagos táplálék csoportok aránya nem volt számottevő. A haltáplálékban alapvetően kisméretű, euritop és stagnofil halak fordultak elő. A haltáplálék főként nem őshonos fajokból állt.

A vizsgálat felhívja a figyelmet a természetvédelmi kezelés alatt álló területek, és azok kezelésének fontosságára, továbbá a horgászhasznosítás alatt álló tavakon tapasztalható ellentmondásokra.

e) Halastavak

Táplálék-összetétel a Fonói és a Boronkai terület halastavain

A vidra táplálékában területtől, évszaktól és évtől függetlenül általában a hal dominált, aránya a Fonói halastó körzetében (FHTk) 41% és 81%, a Boronka-melléki Tájvédelmi Körzetben (BmTK) 67% és 91% között alakult (20. melléklet). Azokban az időszakokban, mikor haltermelés folyt a tavakon viszonylag alacsony arányban fogyasztott a számára egyébként másodlagosan fontos táplálék-forrásokból, például a kétéltűekből.

A Fonói halastavon a II. mintavételi időszakban, a 3. és 4. évben a vidra számára kedvezőtlen élőhelyi feltételek mellett a kétéltűek (főként békák) váltak meghatározó táplálékká. Ez elsősorban a vidra tavaszi fő szaporodási időszakában volt jellemző, de kiemelkedően magas volt a kétéltűek fogyasztása nyáron is.

A vidra számottevő mértékben fogyasztott gerincteleneket is. A legjelentősebb faj a sárgaszegélyű csíkbogár volt. A gerinctelenekből álló táplálékában nemcsak vízhez kötődő, hanem a tavakat körülvevő erdőkben élő szárazföldi fajok is szerepeltek, pl. kékfutrinka, májusi cserebogár. Az összes többi táplálékcsoport kis jelentőségű volt a három fő kategória (halak, kétéltűek+hüllők és gerinctelenek) mellett.

A kisemlősök közül a Fonói területen rovarvöket, mezeinyulat, vándorpatkányt, pézsmapockot, vízipockot, mezei pockot, erdei pockot, valamint a Boronkai területen erdei egereket és erdei pockot evett. Őz fogyasztása egy esetben fordult elő (Fonói terület), amikor valószínűleg elhullott állatból táplálkozott a vidra.

A vidra nyáron (különösen a fonói területen az első két évben) fogyasztotta a legtöbb madarat. A madártáplálékot zömében kistestű énekesmadarak alkották, de ezek mellett a Fonói területen fácat és szárcsát, a Boronkai területen a szárcsa mellett récefélét is evett.

A növényi táplálékot zömében vízhez kötődő fajok alkották, pl. gyékényfélék, sásfélék és békalencse. Előfordulási arányuk különösen a Fonói területen az I. időszakban volt magas, a Boronkai területen viszont alacsony szinten mozgott.

A felmérések alapján megállapítható, hogy a halastavakon élő vidra elsődlegesen fontos (domináns) táplálékát más vizsgálatokhoz hasonlóan halak képezték. Az élőhelyi változások a vidra táplálékforrását jelentős mértékben érintették. A halgazdálkodás elmaradásának, a halsűrűség drasztikus lecsökkenésének és a növényzetben bekövetkezett kedvezőtlen változások hatására a vidrák a rendelkezésre álló, egyébként másodlagosan fontos táplálékforrásból főként kétéltűeket, kisebb részben vízi rovarokat fogyasztottak. Eközben a hal – időszakosan – másodlagosan fontos táplálékká vált. A vizsgált területeken történő halgazdálkodásnál tapasztaltakhoz hasonlóan, skóciai vizsgálatban WEBER (1990) télen és koratavasszal viszonylag nagyarányú kétéltű fogyasztást tapasztalt, ami szoros korrelációs összefüggést mutatott ($r=0,86$) a rendelkezésre álló táplálék csoport sűrűségével. Más élőhelyen viszont a vidra vízimadarakat és mezei nyulat fogyasztott jelentős mértékben (WISE et al. 1981). Más vizsgálatban a madarakat nyáron és az emlősöket egész évben másodlagosan fontos tápláléknak találták (SKARÉN 1993). Finnországi (SULKAVA 1996), valamint lengyelországi (HARNA 1993) megfigyelések szerint télen a vidra a befagyott tavakat övező területeken, az iszapban telelő kétéltűeket kereste meg és fogyasztotta előszeretettel. Az eredmények azt jelzik, hogy a halastavak körüli vizes élőhelyek (sásos, nádas, bokorfűzes, erdőfolt) a vidra számára lényeges táplálék-szerző területnek minősülnek (KEMENES és DEMETER 1994), hiszen a vizsgálatok

szerint vidra számára fontos táplálék-forrásokat rejtenek. Nem célszerű a tavak körzetében ezek megszüntetésére törekedni (nemcsak a vidra miatt). A vidrák bejárják ezeket az élőhelyeket, ezáltal is mérséklődik a halállományban okozott kár.

A vidra haltápláléka és a halkészlet közötti összefüggés

Az előzőekben ismertetett eredmények elsősorban ökológiai és természetmegőrzési szempontból lehetnek érdekesek, melyekről ennél részletesebben is beszámoltunk (LANSZKI és KÖRMENDI 1996, 2000, LANSZKI et al. 2001, LANSZKI 2002). A halpreferencia vizsgálat viszont halgazdálkodási és kármegeelőzési (kapcsolódóan természetvédelmi) szempontból is lényeges. Erre a területre megkülönböztetett figyelmet szeretnénk fordítani, ezért erről részletesebb áttekintést adunk.

A Fonói tavon az első év lehalászási eredménye szerint (21. melléklet) a halkészletben, mennyiségét tekintve a ponty dominált (85%), emellett jelentős volt a telepített fogassüllő és a harcsa. Egyedszám alapján viszont leggyakoribb haltáplálék a naphal volt (36,5%), de hasonló gyakorisággal fordult elő a ponty (34%) és számottevő volt még a fogassüllő (28%) is. A vidra haltáplálékában legnagyobb gyakorisággal a ponty (33%), valamint a naphal (25%) szerepelt, ugyanakkor süllő nem fordult elő. A százalékos relatív gyakorisági adatok elemzésével, a tó haltáplálék-készlete és a vidra haltápláléka között fennálló korrelációs kapcsolat közepesen szorosnak bizonyult ($r_p = +0,56$, $P < 0,05$).

A második évben (21. melléklet) a haltelepítési szerkezetre – a többi évtől eltérően – fehér busa dominancia volt jellemző. A lehalászáskor a halbiomasszában a fehér busa volt meghatározó (86%), ugyanakkor legnagyobb egyedszámban a kínai razbóra fordult elő (56,5%). A vidra legfontosabb táplálékát is a razbóra (56%) és a naphal (19%) képezte, ugyanakkor a készletben való előfordulási aránynál lényegesen ritkábban fogyasztott fehér busát (1,3%) és pontyot (5%). A tó haltáplálék készlete és a vidra haltápláléka között fennálló korrelációs összefüggés szoros volt ($r_p = +0,87$, $P < 0,001$).

A harmadik és negyedik évben (21. és 22. melléklet) a tó halasítása elmaradt. A vidra táplálékában több hónapban is feltehetően a közeli völgyekben létesített tavakról származó halfajok példányai fordultak elő, pl. február, június, július, augusztus, szeptember, október hónapokban. A vidra területhűségét jelzi, hogy nem hagyta el véglegesen a halban szegény területet. Ehelyett táplálékspektruma szélesedett. A gyűjtött mintaszám viszont lényegesen alacsonyabb volt mint a többi időszakban, feltehetően elmaradt a kölyöknevelés is. A legfontosabb haltáplálékot mindkét évben a legnagyobb egyedszámban jelen levő razbóra jelentette (64,5, illetve 52,5%). A haltáplálék-készlet és a vidra haltáplálékának előfordulási szerinti relatív gyakorisága között szoros korrelációs kapcsolat állt fenn ($r_p = +0,93$, $P < 0,001$, illetve $r_p = +0,79$, $P < 0,05$).

Az ötödik évben, a halastó rekonstrukciós munkáit követően újból megindult a haltermelés. Egyenlő mennyiségi arányban (35-35%) halászták a pontyot és a fehér busát, az amúr pedig 17,5%-kal szerepelt (22. melléklet). A haltáplálék-készletben a leggyakoribb halfaj, a ponty (43%) mellett, gyakori volt a kínai razbóra is (41%). A tókezelési munkák során ebben az évben nem sikerült megvalósítani a gyomhalmentesítést, mert a tavat télen nem állították szárazra, valamint nem történt meg a megfelelő ragadozóhal telepítés sem. Ilyen esetben – a gyomhalak nagyarányú jelenléte miatt – általában a gazdaságilag jelentős halak hozama is kedvezőtlenebbül alakul. Ebben az évben a vidra leggyakrabban razbórát evett (28%). A ponty 17%-ban, a fehér busa pedig 3%-ban fordult elő a vidra haltáplálékában. A haltáplálék-készlet és a vidra haltápláléka között alacsony, nem szignifikáns korrelációs kapcsolat állt fenn ($r_p = 0,36$, NS).

A hatodik évben ponty dominált (47%) a halkészletben, mellette a fehér busa mennyi-

ségi aránya (35%) volt jelentős (22. melléklet). A halastó halkészletében a ponty (45%) mellett a razbóra (30%) volt a leggyakrabban előforduló halfaj. A gyomhal mentesítés tehát ebben az évben sem volt eredményes. A vidra haltáplálékában legnagyobb gyakorisággal razbóra (53%) és ponty (31%) szerepelt. A haltáplálék készlet és a vidra haltáplálékának előfordulás szerinti relatív gyakorisága között szoros korrelációs összefüggés állt fenn ($r_p=+0,81$, $P<0,001$).

A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzetben, az első vizsgálati évben az ezüstkárász dominált a halkészletben (47%), emellett a ponty (25,5%) és a csuka (26%) mennyiségi aránya volt jelentős. A haltáplálék-készletben a leggyakoribb halfaj az ezüstkárász volt 76%, míg a csuka (11%) és a ponty (5%) gyakorisága lényegesen elmaradt ettől (23. melléklet). A vidra haltáplálékában az ezüstkárász dominált (63%), de nem a tavakban leggyakoribb 100 g alatti méretű, hanem a 100-500 g közötti tartományba tartozó egyedek. Emiatt a haltáplálék készlet és a vidra haltápláléka között gyenge korrelációs kapcsolat állt fenn ($r_p=0,02$, NS).

A második vizsgálati évben a halkészletben a ponty dominált (64%), emellett az ezüstkárász mennyiségi aránya (18%) volt számottevő. Ezzel szemben a haltáplálék-készletben a leggyakoribb halfaj a sügér (43%) volt, mellette az ezüstkárász (29%) és a ponty (13%) volt gyakori halfaj (23. melléklet). A vidra leggyakrabban ezüstkárászt (43%), második helyen a razbórát (21%) fogyasztotta. A haltáplálék-készlet és a vidra haltápláléka között gyenge korrelációs kapcsolat állt fenn ($r_p=0,33$, NS).

A vidra halpreferenciája halastavon

A Fonói halastavon az 5. évben, valamint a Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet tavain két évben is tapasztalt alacsony, nem szignifikáns korrelációs együtthatók felhívták a figyelmet arra, hogy a vidra haltáplálék választását nem feltétlenül a hal faja határozza meg, hanem azt más tényezők is jelentősen befolyásolják, így például a halak mérete (tömege) és az előfordulási régiója.

A haltáplálék-készlet és a vidra haltáplálékának méret szerinti megoszlása között a Fonói tavon a hat év összesített adatai alapján szoros kapcsolatot ($r_s=0,70$, $P<0,001$), a Boronka-melléki Tájvédelmi Körzetben a két év összesített adatai alapján közepesen szoros kapcsolatot ($r_s=0,63$, $P=0,06$) tapasztaltunk. A fennálló kapcsolatok szorossága alapján történt a részletes preferenciavizsgálat.

A preferencia adatok (22. táblázat) alapján látható, hogy a vidra a nagy tömegű (1000 g feletti) általában fenék közeli és nyílt vízi régióban élő halakat fajtól függetlenül nem részesítette előnyben (mellőzte), vagyis nem kereste a vadászútja során. Félintenzív jellegű haltermelésben (FHTk) a 100-500 g-os amúrt, az 500 g-nál kisebb compót nem vadászta, a 100-500 g-os pontyot a FHTk-ben nem, az alacsony halsűrűséggel jellemezhető BmTK-ben viszont előnyben részesítette (22. táblázat). Preferálta továbbá az 500 és 1000 g közötti mérettartományba eső pontyot, és a partközelen élő 100-500 g-os ezüstkárászt. A parti zónában élő 100-500 g-os csukát és a 100 g alatti sügért általában preferálta, azaz a halkészletben való előfordulási gyakoriságuknál nagyobb arányban fogyasztotta. Bizonyos kisméretű (50 g alatti) halfajokat, így a nagy gyakorisággal előforduló, part menti és nyíltvízi régióban élő razbórát és a parti zónában élő naphalat az előfordulásuk gyakoriságával megegyező mértékben, vagy nagyobb arányban fogyasztotta. A haltermelési időszakok kivételével (FHTk 3. és 4. év) a tápvízben honos halfajok mellett a vízfenéken élő, iszaplakó csikféléket is előnyben részesítette. A sekély, tiszta vizekben előforduló, átlagosan kb. 150 g-os süllőt, valamint a szélhajtó küszt pedig az egyes években eltérő mértékben preferálta. A FHTk-ben, a 6. évben tapasztalt jelentős süllőfogyasztásban közrejátszhatott, hogy a haltáplálék-készletben a halak döntő többsé-

22. táblázat: A halastavon élő vidra halpreferenciája (adatok: LANSZKI et al. 2001)

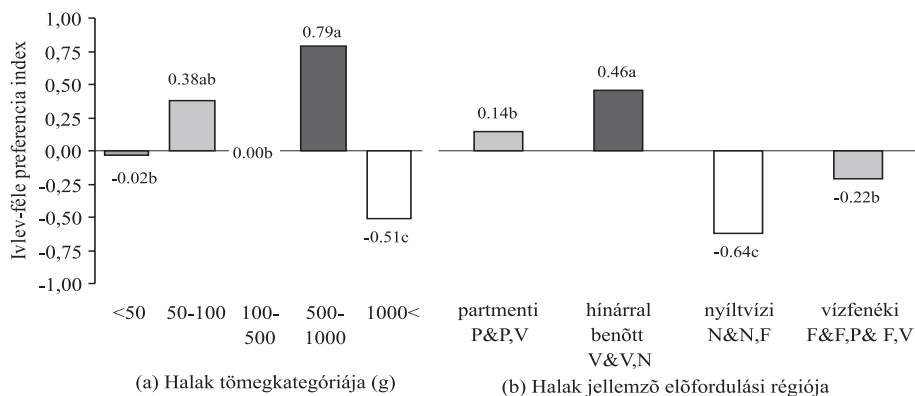
Halfajok	Hal	Tertület										
		Fonói halastó						Boronka-m. TK		Átlagos		
		preferált előfordulás	tömeg- kat.	Év						pref.		
				1	2	3	4	5	6	1	2	
Ponty <i>Cyprinus carpio</i> összesen		3.-5.	-0,02	0,38				-0,45	-0,17	-0,15	-0,37	-0,13
<i>Cyprinus carpio</i>	F, P, V	5	-1,00							-0,41	-0,81	-0,74
<i>Cyprinus carpio</i>	F, P, V	4	0,52	0,38			1,00	0,98	0,76	0,70		+0,72
<i>Cyprinus carpio</i>	F, P, V	3					-0,92	-0,19	-0,29	0,98		-0,11
Fehér busa <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	N	5		-0,80			0,10	-0,74				-0,48
Amúr <i>Ctenopharingodon idella</i> összesen		3.-5.									0,08	+0,08
<i>Ctenopharingodon idella</i>	P, V F, N	5									-0,03	-0,03
<i>Ctenopharingodon idella</i>	P, V, F, N	4									0,24	+0,24
<i>Ctenopharingodon idella</i>	P, V, F, N	3					-0,24	-0,02				-0,13
Süllő <i>Stizostedion lucioperca</i>	N, F, (P)	3	-1,00	-0,41			0	0,82				-0,15
Csuka <i>Esox lucius</i> összesen		2.-4.								-0,27	-0,31	-0,29
<i>Esox lucius</i>	P, V, N	4								-1,00	-1,00	-1,00
<i>Esox lucius</i>	P, V,	3					0,90	0,95	0,75	-0,51		+0,52
<i>Esox lucius</i>	P, V	2								-0,99	0,02	-0,49
Haresa <i>Silurus glanis</i>	F, P	5	-1,00				-0,50	-1,00				-0,83
Ezüstkárász <i>Carassius auratus gibelio</i> összesen		2.-4.								-0,09	0,20	+0,06
<i>Carassius auratus gibelio</i>	F, P, V	4								-0,77	-0,56	-0,66
<i>Carassius auratus gibelio</i>	P, V, F	3	0,95	0	1,00	0,43	0,97	0,82	0,75	0,46		+0,67
<i>Carassius auratus gibelio</i>	P, V	2								-0,99	-0,46	-0,72
Naphal <i>Lepomis gibbosus</i>	P	1	-0,19	0,01	0,33	0,01	0,67	0,22	-1,00	0,38		+0,11
Kínai razbóra <i>Pseudorasbora parva</i>	P, V, N	1	0,97	0,01	-0,16	-0,26	-0,19	0,27	0,89	0,72		+0,28
Sügér <i>Perca fluviatilis</i>	V	1,2	0,97	0,91			0,98	0,82	-0,17	-0,83		+0,45
Lapos-/dévérkeszeg <i>Abramis ballerus/ A. brama</i>	F, V	3	0,96									+0,96
<i>Abramis ballerus/ A. brama</i>	F, V	1,2		0,33		1,00	0,99	0,08				+0,60
Küsz <i>Alburnus alburnus</i>	N	1	0,50	0,65	-0,06	0,05	-1,00	-0,99				-0,14
Vörösszámű keszeg <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	V, N	2	-1,00	0,33	-1,00	0,67	0,98	0,97				+0,16
Szivárványos ökle <i>Rhodeus sericeus amarus</i>	P, V	1	-1,00				0,95	-1,00				-0,35
Bodorka <i>Rutilus rutilus</i>	M, F	1		0,39			0,95	-1,00	0,18	0,60		+0,39
Csíkok <i>Misgurnus fossilis/ Cobitis taenia</i>	F	1,2	-1,00	-0,50	0,59	0,90	0,95	-1,00	-1,00	-0,55		-0,20
Compó <i>Tinca tinca</i>	F, V, P	1.-3.	-1,00				-1,00	-1,00				-1,00

Megjegyzések: halak preferált előfordulása régióként: F - vízfenéki, N - nyíltvízi, V - vizinövényekkel (hí-nártársulásokkal) benőtt, P - part menti régió, tömegkat.= halak tömegkategóriái: 1 - 50 g alatt, 2 - 50 - 100g, 3 - 100 - 500 g, 4 - 500 - 1000 g, 5 - 1000 g felett. Ivlev-féle preferencia index (terjedelem: -1-től +1-ig): “+” preferálás /előnyben részesítés / keresés, “-” mellőzés / elkerülés.

ge 500 grammnál kisebb tömegű volt. Ugyanakkor a vidra számára egyébként leginkább preferált 500-1000 g-os halak alacsony arányban fordultak elő (22. táblázat). Ezért fogyasztott nagy arányban például süllőt is.

Az évenkénti adatok összevonása és értékelése alapján megállapítható (203a. ábra), hogy a halastavon élő vidra a nagy (1000 g feletti) tömegű halakat mellőzte a vadászata során. Szignifikánsan ($P < 0,01$) preferálta viszont az 500 és 1000 g közötti mérettartományba eső egyedeket. A vidra a fél kilogrammnál kisebb tömegű halakat a vízterben való előfordulásuk gyakorisága körüli arányban fogyasztotta. Az eredmények értelmezésekor lényeges, hogy a területeken halteleltető tavak nem működtek.

A halak vízterben való jellemző előfordulási régiójának elemzése alapján (203b. ábra) megállapítható, hogy a halastavak mentén élő vidra szignifikánsan ($P < 0,01$) mellőzte a nyíltvízi régióban élő halakat. Kismértékben mellőzte a vízfenék közelében, kismérték-



203. ábra: A vidra halpreferenciája halastavakon a halak tömegétől és víztérben való jellemző előfordulásától függően (adatok: LANSZKI et al. 2001)

Megjegyzés: a halak jellemző víztérben való előfordulásának rövidítései: P - partmenti régió, V - vízínövényekkel (hínártársulásokkal) benőtt régió, N - nyíltvízi régió és F - vízfenék közeli régió; az eltérő kisbetűk (a-b-c) mindkét szempont szerint, külön csoportok közötti szignifikáns ($P < 0,01$) különbséget jeleznek.

ben preferálta a part közelében és jelentősen preferálta a vízínövényekkel benőtt régióban élő halakat.

Következtetésként megállapítható, hogy a haltáplálék-készlet és a vidra haltáplálékának méret (tömeg) szerinti eloszlása nagymértékben hasonló. Ez felhívja a figyelmet arra, hogy a vidra a rendelkezésre álló halkészletből az egyes méretkategóriák előfordulási gyakorisága szerint választ haltáplálékot. Tehát nem a faj, hanem a tömeg a meghatározóbb. Ha viszont a haltáplálék-készletben mindössze egy, vagy két tömegkategóriába esik a halak döntő többsége (21-23. melléklet), akkor a vidra akár a számára nem kedvező (valószínűleg kisebb nettó nyereséggel zsákmányolható) mérettartományba eső halakból is többet fogyaszthat.

A többféle korosztállyal jelen levő halfajoknál, így pl. a hazai halastavi termelésben legjelentősebb ponty esetében a fajra általánosan vonatkozó Ivlev-féle preferencia index (E_i) 0 körüli értéke nem ad kellő információt a tényleges preferencia mértékéről. Hasonló megállapítás érvényes az amúrra, csukára és ezüstkárászra is. Ezért a vizsgálatokat nemcsak fajonként, hanem korosztályonként (ill. tömegkategóriánként) is elvégezve, lényeges eltérések tapasztalhatók, aminek gazdasági jelentősége van. A halastavon élő vidra számára legkedvezőbb és valószínűleg a leggazdaságosabban zsákmányul ejtethető az 500-1000-os g mérettartomány, melyre határozott pozitív preferencia tapasztalható. Az 500 g-nál kisebb méretű halak esetében vagy nincs (100 és 500 g között, valamint 50 g alatt), vagy kismértékű preferencia (50-100 g) tapasztalható. Például az általában gyakori, kis testméretű razbórárt és naphalat az előfordulásuk gyakoriságával közel megegyező mértékben fogyasztotta a vidra.

A preferencia indexek értelmezésénél célszerű figyelembe venni többek között a halak ivásának időszakát, a fajösszetételt, az állománysűrűséget, az egészségi állapotot, a préda fajok mimikrijét, a preferált előfordulását a víztérben. A fajösszetétel ismeretének gyakorlati fontosságát a süllőpreferencia esete példázza. Ez az egyik legértékesebb hal, mely eutróf halastavon előállítható. A vidra a kisméretű (átlagosan 150 g-os) süllőt általában nem kereste vadászútja során, azonban a Fonói tavon, a 6. évben mégis jelentős volt a süllőpreferencia. Ebben közrejátszott, hogy a haltáplálék-készletben a halak döntő többsége a vidra által itt kevésbé preferált 500 g alatti tartományba tartozott. Ezért a

vidra a halkészlethez alkalmazkodva a kisebb méretű, számára könnyen zsákmányul ejthető halakat, köztük a kis méretű süllőt is fogyasztotta.

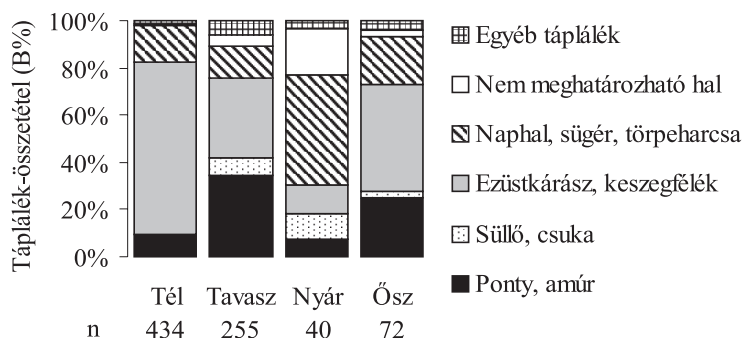
A vidra a vízfenék közelében és a nyíltvízen tartózkodó halakat (pl. az 1000 g feletti pontyot és busát), valamint a környezetébe (vízfenék színébe) olvadó harsát és compót általában nem vadászta. A sekélyebb, vízi növényzettel borított, viszonylag tiszta vízü part menti régiót előnyben részesítő 100-500 g-os csuka, és ezüstkárász, valamint a vízinövényzettel benőtt területen élő sügér a vidra számára könnyebben észrevehető és elejthető zsákmányt jelent. A könnyebb észrevehetőségük miatt ezek, általában az előfordulásuknál nagyobb gyakorisággal szerepelnek a vidra táplálékában. A haltermelési időszakon kívül (Fonói terület, 3. és 4. év), a patakban viszonylag kevés faj élt. Ebben az időszakban a patakra jellemző halfajokat, így a vízfenéken élő, iszaplakó csikféléket is preferálta a vidra, amelyeket máskor mellőzött. A vizsgálatok összhangban állnak KRUK (1995) megállapításával, miszerint az eutróf tavakban jellemző kis látótávolság (kb. 70 cm) akadályozza a mélyebb, nyílt vizekben előforduló, nagyobb méretű halak zsákmányolását.

A preferencia adatok alapján megállapítható, hogy a vidra halastavi károkozása megelőzhető, vagy mérsékelhető járulékos halfajok, telepítésével (pl. kárász, keszegfélék), vagy legalább kis egyedszámban való megtűrésével (pl. ezüstkárász). Leginkább a területre jellemző, természetes halállomány egy részének fenntartása lenne célszerű (KEMENES és NECHAY 1990). Ezek a halak nem jelentős konkurensei a gazdaságilag fontos pontynak, emellett táplálékforrását képezhetik ragadozó halaknak, például a csukának is. A halastavi gazdálkodásban jelentős termelés kiesést okozó kínai razbóra és naphal általában fontos táplálékát képezik a vidrának. Azonban, ezen faunaidegen gyomhalak elszaporodása és károkozása a felmerülő vidrakárnál sokkal jelentősebb is lehet.

A villanypásztoros halteleltető védelmi rendszerről a 6. fejezetben lesz még szó. A védelem nélküli tároló tavakon a fentiekől lényeges eltérések tapasztalhatók.

Petesalmi halastórendszer

A Petesalmi halastórendszeren élő vidrák elsődlegesen fontos táplálékát halak alkotják, ezek előfordulási gyakorisága évszaktól függően 80% és 94% között fogyasztott biomasszájuk 94% és 99% között alakult (204. ábra, 24. melléklet). Télen legjelentősebb haltáplálék az ezüstkárász, másodlagosan fontos a törpeharcsa volt. A tavaszi táplálékban a ponty dominált, másodlagosan fontos az ezüstkárász volt. A vidra nyári táplálékában a törpeharcsa volt a legfontosabb, mellette fogassüllő és sügér fordult elő jelentősebb mennyiségben. Ősszel az ezüstkárász és a ponty volt a legjelentősebb haltáplálék, ezek mellett a törpeharcsa fordult elő számottevő arányban. Az emlősökből álló táplálékban a vízipocok (*Arvicola terrestris*) és más pocokfélék, például erdei pocok (*Clethrionomys glareolus*), mezei pocok (*Microtus arvalis*), és a csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*), valamint vízpart közelben elhullott vaddisznó (*Sus scrofa*) és szarvasfélék (őz - *Capreolus capreolus* és gímszarvas - *Cervus elaphus*) is szerepeltek (24. melléklet). A csülkös vad fogyasztása ritkaságszámba megy, ezer táplálékelemből esetleg egyszer fordul elő. Az elfogyasztott nagyvad a vidrának nem tipikus tápláléka, fogyasztott biomasszája elenyészően alacsony szinten mozgott. Hasonlóképp a madarak (főként kistestű énekesmadarak), valamint a hullók és kétélűiek predációja is kismértékű volt. A gerinctelenekből álló táplálékban a sárgaszegélyű csikbogár (*Dytiscus marginalis*) szerepelt a leggyakrabban. Tavaszi időszakban tízlábú rákok (*Astacus* spp.) esetenkénti fogyasztása is előfordult. Összességében ezeknek a taxonoknak a fogyasztott biomasszája alacsony volt, hasonlóan a fogyasztott növényekéhez pl. magvakhoz, békalencséhez (*Lemna* spp.), gyékényhez (*Typha* spp.), sáshoz (*Carex* spp.) és pázsitfűfélékhez (*Gramineae* spp.).



204. ábra: A Petesalmi halastórendszeren élő vidrák évszakos táplálék-összetétele (adatok: LANSZKI és MOLNÁR 2003)

f) A vidra mocsári teknős predációja - egy esettanulmány ismertetése

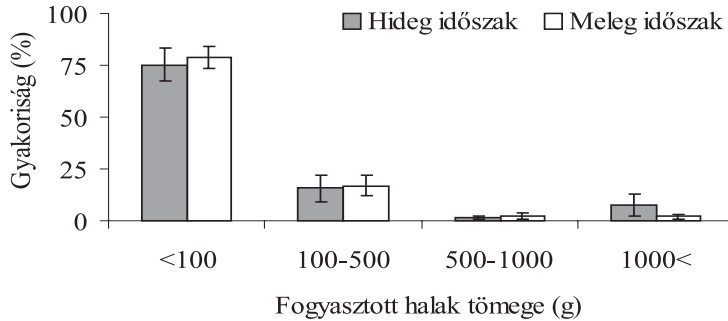
Az alábbiakban arról a már említett rendhagyó esetről adunk leírást, amikor vidrák 2003 kemény telén nagyszámú mocsári teknőst ejtettek zsákmányul a Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet Dávodi halastórendszerén.

A vidrák táplálék-összetétel mintázata

A Boronkai terület halastavain, a vizsgálatban szereplő időszakban, összességében, a vidrák elsődlegesen fontos tápláléka, 2003 és 2004 márciusa kivételével a hal volt (25. melléklet). A halfogyasztás szignifikánsan kisebb arányú volt a hideg, mint a meleg időszakban (kétmintás t-próba, átlag \pm SE, hideg időszakban: $64,1 \pm 11,8\%$, illetve meleg időszakban: $88,5 \pm 3,6\%$, $P < 0,01$). A fő haltáplálék a ponty volt (átlagosan $18,3 \pm 4,0\%$), különösen tavasszal és nyáron, valamint a kárászok (főként ezüstkárász, átlagosan $15,3 \pm 4,6\%$), különösen ősszel és télen. Egyéb pontyfélék, pl. szélhajtó küsz, bodorka, vörösszárnyú keszeg, kínai razbóra és compó, továbbá a törpeharcsa télen volt fontos táplálék. Az egyéb halfajok, így pl. csuka, fogassüllő, naphal és sügér fogyasztása a vizsgált időszak első felében volt számottevő.

A vidrák másodlagosan fontos tápláléka kételtűekből állt a vizsgált időszak összesített adatai alapján. Fogyasztásuk a hideg időszakban lényegesen nagyobb volt, mint a meleg időszakban ($16,4 \pm 10,5\%$ ill. $2,2 \pm 0,9\%$, $P < 0,05$). A vizsgált időszakban, jellemzően a *Rana* fajok (főként a kecskebéka fajcsoport) voltak fontosabbak, de 2004 márciusában a vidrák kétszeres mennyiségben zsákmányoltak varangyokat (*Bufo* fajokat), mint *Rana* fajokat.

A vidrák harmadlagosan fontos táplálékát a mocsári teknős jelentette. A teknősfogyasztás a hideg időszakban lényegesen nagyobb arányú volt, mint a meleg időszakban ($14,4 \pm 8,2\%$ ill. $0,03 \pm 0,03\%$, $P < 0,01$). Madarakat, elsősorban közepes méretű vízimadarakat (pl. réceféléket) alkalmilag fogyasztottak a vidrák. A hideg időszakban lényegesen kisebb volt a madarak fogyasztási aránya, mint a meleg időszakban ($1,4 \pm 0,5\%$ ill. $7,5 \pm 2,9\%$, $P < 0,01$). Emlős (elsősorban kistrágyacsaló) zsákmányolás esetileg fordult elő (átlagosan $0,03 \pm 0,02\%$), nem volt lényeges különbség a hideg és a meleg időszakok között ($P = 0,505$). A gerinctelenek és a növények (főként fűfélék) fogyasztási aránya ($2,6 \pm 1,3\%$ és $0,02 \pm 0,01\%$, sorrendben) nem tért el lényegesen az időszakok között ($P = 0,399$ és $P = 0,421$). A gerinctelenek között legjelentősebbek a vízben élő bogarak (elsősorban *Dytiscidae*) voltak, de 2003 augusztusában a tízlábú rákok (*Astacus* spp.) a



205. ábra: A vidrák haltáplálékának tömegkategóriák szerinti eloszlása hideg és meleg időszakban, a Boronka-melléki TK halastórendszerén (adatok: LANSZKI et al. 2006)

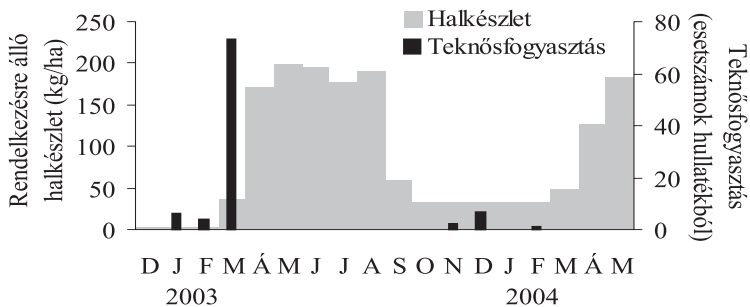
teljes táplálék 14,0%-át tették ki, míg máskor csak nyomokban fordultak elő. A puhates-tűek fogyasztása 2003 januárban (18,2%) számottevő volt. Tehát más időpontokban és más táplálékállat taxonokkal szemben is előfordult kiugró zsákmányejtés.

A vidrák alapvetően apró, 100 grammnál kisebb tömegű halakat ejtett zsákmányul (205. ábra). A hideg időszakban a vidrák gyakrabban fogyasztottak nagyobb testű hala-kat, mint a meleg időszakban ($\chi^2_3=16,86$, $P<0,001$).

A vidrák standardizált táplálkozási niche-szélessége (B_A) a hideg időszakban, a válto-zatosabb táplálék-összetételből adódóan, szélesebb volt, mint a meleg időszakban B_A , $0,08\pm 0,04$ ill. $0,02\pm 0,01$, $P<0,01$). A szűk táplálkozási niche-szélesség értékek alapján viszont minden időszakban táplálék specializáció jellemezte a vidrát.

A vidra mocsári teknős predációja

Gyenge negatív összefüggést tapasztaltunk a rendelkezésre álló halkészlet (206. ábra) és a vidra mocsári teknősfogyasztása ($r_p = -0,32$, $P=0,19$), valamint a rendelkezésre álló halkészlet és az egyesített teknős- és kételtű fogyasztás között ($r_p = -0,35$, $P=0,16$).



206. ábra: A halkészlet dinamikája és a mocsári teknős előfordulása a Boronka-melléki TK halastórendszerén élő vidrák táplálékában (2002 decembertől 2004 májusig) (adatok: LANSZKI et al. 2006)

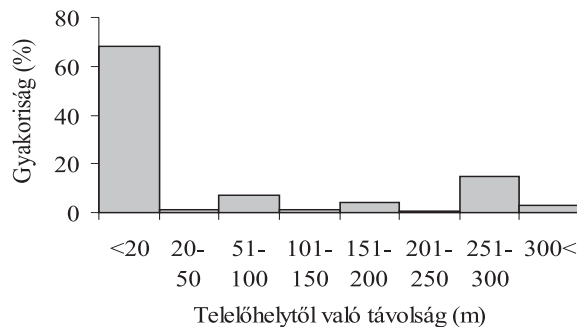
2003-ban a táplálékban szegény hideg időszakot követő meleg időszakban, amikor magasabb halkészlet állt rendelkezésre, nem tapasztaltunk teknős predációt. A következő hideg időszakban viszont a vidrák újra zsákmányoltak teknősöket (206. ábra).

A teknősök zsákmányul ejtési körülményeinek pontosabb leírása miatt lehetnek az alábbiak érdekesek. A hím teknősök hát- és haspáncél méretei minden esetben szignifikánsan kisebbek voltak, mint a nőstényeké (kétmintás t-próba, $n=204$, $P<0,05$) (26. melléklet). A haspáncél (27. melléklet) és a hátpáncél hosszának eloszlása szignifikánsan eltért az ivarok között, a nőivar a nagyobb testméretű (hímivar: $\chi^2_{13}=36,21$, $P<0,001$ és nőivar: $\chi^2_{12}=97,61$, $P<0,001$).

A vidrák által zsákmányul ejtett teknősök és a teknősök telelőhelye közötti távolság (207. ábra) átlagosan $72\pm 7,5$ méter ($\pm SE$) volt, de a teknősök 68%-át 20 méteren belül találtuk meg. A legtöbb esetben (20-ból 13-szor), 1,5-2,0 m-es körön belül csak 1-3 zsákmányul ejtett teknőst találtunk.

Az elfogyasztott mocsári teknős testrészek gyakorisági adatai alapján (23. táblázat), a vidrák feltehetően elsőként a teknős fejét fogyasztják el, majd ezt követi az elülső lábak, a farkok, a hátulsó végtagok, és végül a páncélközi elülső rész elfogyasztása.

A januári és a februári, vagyis a márciusi észlelésnél korábbi teknőspredációt nemcsak a vidrahullatékokban talált teknős maradványok (25. melléklet), hanem a jégbe belefagyott teknősök is jelezték (208a,b. ábra). A teknőspredáció észlelésekor a tavakat még vékony, de olvadó hó fedte (209a. ábra), a tavak szélén, azok kitettségétől függően, 20-40 cm-es sávban a jég már elolvadt, vagy csak 1-2 cm vastagságú volt, amit a vidra a fejével könnyen áttörhet (209b. ábra). A predáció észlelésének napján három vidrát figyeltünk meg a területen, egyet a teknősök közötti léken (a 6-os számú halastavon), egyet a partmenti növényzet között (az 1-es számú halastavon) és egyet a halastavak töltésén (a 4-es és 5-ös számú tavak között). 2003 márciusában a megfigyelt és a molekuláris genetikai vizsgálat alapján azonosított vidrák száma egyaránt három volt.



207. ábra: A vidrák által zsákmányul ejtett teknősök telelőhelytől való távolsága a Boronka-melléki TK halastórendszerén (adatok: LANSZKI et al. 2006)

23. táblázat: A vidrák által zsákmányul ejtett mocsári teknősök különböző testrészeinek fogyasztási aránya a Boronka-melléki TK halastórendszerén (adatok: LANSZKI et al. 2006)

Testrész	Érintetlen		Részlegesen elfogyasztott		Teljesen elfogyasztott	
	N	%	N	%	N	%
Fej	2	1,1	-	-	180	98,9
Mellső láb, bal	25	13,7	12	6,6	145	79,7
Mellső láb, jobb	21	11,5	14	7,7	147	80,8
Farok	39	21,4	48	26,4	95	52,2
Hátsó láb, bal	52	28,5	66	36,3	64	35,2
Hátsó láb, jobb	80	44,0	49	26,9	53	29,1
Elülső belső szervek	89	48,9	48	26,4	45	24,7
Hátulsó belső szervek	174	95,6	7	3,8	1	0,6

Megjegyzés: N – előfordulási eset, n = 182 mocsári teknős

Az elfogyasztott teknősök tömegének beclése

A 22 élve fogott teknős átlagos (\pm SE) tömege $533,9 \pm 35,4$ g volt. Szoros összefüggést találtunk az élőtömeg, valamint a négy morfológiai tulajdonság, így a hátpáncél hossza ($r_p=0,96$, $P<0,001$), a hátpáncél szélessége ($r_p=0,90$, $P<0,001$), a haspáncél hossza ($r_p=0,98$, $P<0,001$) és a haspáncél szélessége ($r_p=0,95$, $P<0,001$) között. Közülük a haspáncél hossza bizonyult a legjobb számítási alapnak a zsákmányul ejtett teknősök eredeti testtömegének kiszámításához. A 210. ábrán feltüntetett lineáris regressziós egyenlet felhasználásával, a lemért haspáncél hosszúság adatok alapján, a vidrák által zsákmányul ejtett teknősök átlagos testtömege $460,0 \pm 9,7$ g lehetett. Ez kevesebb, mint a később élve fogott 22 teknős átlagtömege, melyet a haspáncél átlagos hosszúságának (nőivar: $151,2 \pm 2,8$ mm; hímivar: $132,3 \pm 7,0$ mm) ismeretében a regressziós összefüggés alapján számítottunk ki.

Az egyedi testtömeg adatok alapján a 182 zsákmányul ejtett teknős összesített tömege $83,73$ kg lehetett. A megmaradt teknős testek összesített tömege $58,27$ kg volt, így a vidrák által elfogyasztott teknős testrészek tömege kb. $25,46$ kg lehetett (ez a teknősök számított tömegének 30%-a). A számított fogyasztási arány szignifikánsan ($P<0,05$) különbözött az ivarok között (hímivar: 34%, illetve 124 ± 6 g/egyed, nőivar: 29% illetve 149 ± 8 g/egyed). A megmaradt teknős tömegből a páncél tömege $30,55$ kg volt, tehát a teknősök tömegének csak 46%-a hozzáférhető a vidra számára. A rendkívül kemény páncélon egyetlen esetben sem találtunk vidraharapás nyomokat. A fentiek alapján, a vidrák elsőként a hideg vízben könnyen megragadható fejet fogyasztják el (23. táblázat), mely a teknős pusztulásához és a többi testrészhez való hozzáféréshez vezet. A páncél között található elülső szervek is gyakran, de különösen a hátulsó részhez tartozó szervek legtöbbször érintetlenek voltak, mert a vidrák számára ezek nem hozzáférhetők.

A fő táplálékok tápanyag- és energiatartalma

A teknős fej és láb nyersfehérje és hamutartalma nagyobb volt, mint a hal, a béka és a teknős test mintáké, míg a nyerszsír tartalmuk hasonló volt a békához és alacsonyabb volt, mint a halé (24. táblázat). Összességében a teknős értékes táplálék.

A különböző minták metabolizálható energiatartalma közötti különbség statisztikailag nem volt szignifikáns (ANOVA, $P=0,22$), meglehetősen 40%-kal nagyobb energia értéket találtunk a legmagasabb energiatartalmú hálnál, a legalacsonyabb energiatartalmú békához viszonyítva.



208. ábra: Vidrák által zsákmányul ejtett mocsári teknős maradványok a Boronka-melléki TK halastórendszerén (adatok: LANSZKI et al. 2006)

- a) Bal oldali kép: Jégbe fagyott teknősök a januári-februári predációból.
 b) Jobb oldali kép: Zsákmányul ejtett teknősök elhelyezkedése félkörben, a gyékénycsomó mellett, a vidra alámerülő léke körül (2003. március 8).

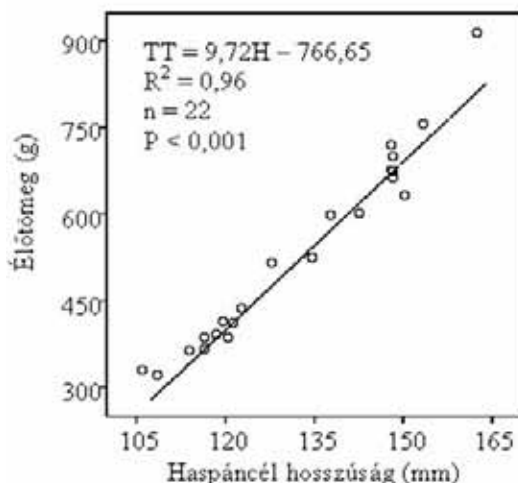
A 211. ábra a teknős és a kételtűek szempontjából kritikus márciusi, valamint az egy hónappal későbbi (tavak halasítását követő) időszakban szemlélteti a vidra táplálékának energiatartalmát, amikor az egyéb préda (madarak, emlősök, gerinctelenek) szerepe nem volt jelentős (25. melléklet). Az áprilisi, hal dominanciájú táplálék energiatartalma volt a legmagasabb. A teknős dominanciájú táplálék pedig a hal- és a kételtű dominanciájú táplálék között helyezkedett el (211. ábra).

A számítás a 25. melléklet és a 24. táblázat adatain alapul (a teknős test átlagos ME értéke: 402,2 kJ/100 g). “Egyéb” kategóriában: a kistrágesálók (így az erdei pocok *Clethrionomys glareolus*, téli időszak) 600,9 kJ/100 g (GÓRECKI 1965) és a madarak (tőkés réce *Anas platyrhynchos*) 736,6 kJ/100 g (nem publikált adat) energia értékeit vettük figyelembe. A jelentéktelen mennyiségi arányban szereplő gerinctelenek energia tartalmát – ME adatok hiányában – nem számítottuk ki.



209. ábra: Élőhelykép és jég alól előbukkanó vidra a vizsgált kritikus időszakból

- a) Bal oldali kép: A Boronkai 6-os halastó 2003. március 8.-án.
 b) Jobb oldali kép: A Fonói tavon, 2003. március 7.-én jég alól előbukkanó vidra.



210. ábra: A mocsári teknős haspáncél hosszúsága (H) és testtömege (TT) közötti lineáris regressziós modell (adatok: LANSZKI et al. 2006)

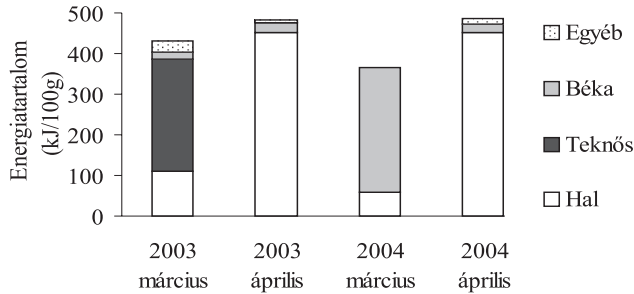
A vidrák rendhagyó zsákmányszerző viselkedésére utal, hogy nagyarányú adult teknős fogyasztásról eddig mindössze KOTENKO (2000) számolt be, aki vidráktól gyűjtött min-ták 20%-ában talált teknős maradványt. Néhány további esetben a vidrát mint teknős ragadozót csak megemlítették (FRITZ 2001). A korábbi vidra táplálkozási szokásokat áttekintő irodalmi feldolgozások (CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, CARSS 1995, JEDRZEJEWSKA et al. 2001, CLAVERO et al. 2003) ezért nem is említik ennek előfordulási lehetőségét. A vizsgálatunk óta már több területen is beszámoltak vidrák teknőspredációjáról (pl LIGON és REASOR 2007, GARCIA és AYRES 2007).

24. táblázat: Különböző táplálék komponensek átlagos (\pm SE) nyersfehérje, nyerszsír, hamu, nitrogénmentes kivonható anyag és metabolizálható energiatartalma (adatok: LANSZKI et al. 2006)

Táplálék komponens	n	g/100 g nedves súly				N.k.a.		ME			
		Ny.feh	\pm SE	Ny.zsír	\pm SE	\pm SE	\pm SE	\pm SE	\pm SE		
Teknős test ¹	3	14,04 ^b	1,68	2,62 ^b	1,05	3,71 ^c	0,48	0,56 ^c	0,32	376,64	75,64
Teknős fej	2	18,80^a	1,84	0,68 ^b	0,20	9,94 ^a	1,11	0,40 ^c	0,27	387,76	46,96
Teknős láb	3	19,97^a	0,44	1,62 ^b	1,06	6,67 ^b	0,84	0,13 ^c	0,11	442,07	41,62
Béka ²	3	14,81 ^b	0,32	1,21 ^b	0,12	3,07 ^c	0,09	1,30 ^b	0,09	348,94	8,16
Hal ³	3	14,59 ^b	0,19	4,16^a	0,11	3,43 ^c	0,13	3,18 ^a	0,13	491,86	6,61

Megjegyzés: n – mintaszám, Ny.feh – nyersfehérje, Ny.zsír – nyerszsír, N.k.a. – nitrogénmentes kivonható anyag, ME – metabolizálható energia.

A táplálék komponensek közötti szignifikáns különbséget eltérő kisbetűk jelölik (ANOVA, $P < 0,05$); ¹mocsári teknős (*Emys orbicularis*), test elülső része; ²kecskebéka (*Rana kl. esculenta*), teljes test; ³ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio*), teljes test.



211. ábra: Teknős és béka dominanciájú, valamint átlagos vidra táplálékok energiatartalma a Boronka-melléki TK halastórendszerén (adatok: LANSZKI et al. 2006)

A vidra teknőspredációját befolyásoló tényezők

A vidrák által okozott súlyos teknős zsákmányolás tél végén, tavasz elején következett be. Ebben közrejátszhatott a hideg téli időjárás (például a szokatlanul hosszú hóborítás és a vastag hóréteg), mely a jelen vizsgálatban tartósan 0 °C alatti levegőhőmérséklettel, a vizek március közepéig tartó befagyásával járt együtt. Ez ráadásul egybeesett egy tényleges halhiányos időszakkal (vagyis a hozzáférhetőség és a halmennyiség is hosszú ideig korlátozott volt, 206. ábra), így összességében kritikus időszakot (ERLINGE 1972) jelentett a vidrák számára. A vidrák ilyen halhiányos időszakban elsősorban tipikus másodlagos táplálékforrásokat, így telelő kétéltűeket, vagy esetleg tizlábú rákokat keresnek és fogyasztanak (ERLINGE 1967, 1972, WEBER 1990, LANSZKI et al. 2001), amint a jelen vizsgálatban 2004 márciusában békákat fogyasztottak. Az időszakosan jelentős kétéltű táplálékot a vidrák – különösen télen – a patak-, és tóparti iszapban keresik meg, tavasszal pedig a sekély tómederben és nádas, vagy sásos foltokban (WEBER 1990). A közép-európai halastavakon a haltermelés jellegéből adódóan jelentős éven belüli halmennyiség ingadozás tapasztalható (KRANZ 2000), ezt támasztják alá a jelen vizsgálat tapasztalatai is (206. ábra). A vidra a táplálék mennyisége által korlátozott faj, az optimálistól kedvezőtlenebb feltételek esetén növelheti mozgáskörzetét, mely növekvő közúti mortalitáshoz, illetve az új táplálkozó helyeken a táplálékért folytatott küzdelemhez vezethet (ERLINGE 1967, CARSS 1995, KRUK 1995, JEDRZEJEWSKA et al. 2001, CLAVERO et al. 2003). A táplálék mennyisége tehát megszabhatja a vidraállomány méretét is (KRUK et al. 1991, RUIZ-OLMO et al. 2001, 2002). A jelen vizsgálatban, más édesvizeken végzett elemzésekhez hasonlóan (JEDRZEJEWSKA et al. 2001, CLAVERO et al. 2003) elsődleges táplálék a hal, másodlagos a kétéltű volt. Minden más ismert vizsgálatból eltérően azonban a harmadik – igaz, időszakosan – legfontosabb táplálékot a mocsári teknős jelentette. Ezért a vidra teknős zsákmányolását a fő táplálék taxonok összefüggése alapján is elemeztük. A hal- és a teknősfogyasztás közötti szoros regressziós összefüggés alapján – amint tapasztaltuk is – előfordulhat, hogy a vidra nemcsak a kétéltűeket, hanem a mocsári teknőst is, mint táplálékforrást hasznosítsa. A korrelációs koefficiensek azt jelzik, hogy ennek nagyobb a lehetősége, mint a kétéltűek esetén. Ezt a feltételezést támasztja alá, hogy a teknős nagyobb energiatartalmú préda a békánál, így a vidrák számára előnyös lehet a hibernált teknősök megkeresése és elfogyasztása. A mi esetünkben az alacsony halkészlet mellett a magas hó csökkentette a kétéltűek hozzáférhetőségét, amely más hozzáférhető források szükségszerű kiaknázását eredményezte. Ez a forrás halastavakon – természetvédelmi szempontból szerencsétlen esetben – a teknős lehet. A vizsgálataink alátámasztották azt a feltételezésünket, amely szerint a

vidrák megtanulják a telelő teknősök zsákmányul ejtését. Ezt a speciális vadászati technikát a teknősök aktív időszakában nem alkalmazzák (206. ábra), mert ekkor a teknősök a páncélba húzódnál képesek védekezni a ragadozóval szemben, de a következő hideg időszakban ismét alkalmazzák. Ez természetmegőrzési kérdés, ugyanis eseti teknőspredáció akkor is előfordulhat később – amint tapasztaltuk a jelen vizsgálatban – ha a téli időszakban nagyobb halmennyiség áll a vidrák rendelkezésére és a tél enyhébb. Ráadásul további, elgondolkodtató probléma, hogy a teknős zsákmányolás nem függött össze szorosan (legalábbis statisztikailag) a halkészlet mennyiségével. A kemény tél, mint befolyásoló tényező lehetett kulcsfontosságú a teknőspredáció kiváltásában.

A teknős zsákmányolás viselkedés-ökológiai vonatkozásai

A mocsári teknős 8-10 °C-on még aktivitást mutat (FRITZ 2004). Hibernációja hazai körülmények között 5 °C alatt kezdődik az október közepétől március közepéig tartó időszakban. A telelés többnyire a part mentén, iszapba beágyazva, ritkábban a mélyvízben, és a parton, szárazon történik. A pihenő helyeken az egyedszám meglehetősen magas lehet, például egy Oroszországi telelő helyen fél négyzetméteren 50 egyedet számláltak meg (FRITZ 2004). A hibernáció azonban a tél folyamán nem jelent végig inaktív állapotot, a melegebb napsütéses napokon, többnyire februárban, kijönnek napozni a felszínre. Számos esetben figyeltek meg teknőst 3-5°C-on mozogni a víz alján (FRITZ 2004). A hibernációs időszakban a teknős védtelen a vízben és a jég alatt egyaránt zsákmányszerzésre képes vidrával szemben.

A vidrák vadászati viselkedésére jellemző (ERLINGE 1968, KRUK 1995), hogy a parti régióban, a növényzet és fák gyökerei között úszva, a sekély vízben alámerülve keresik, majd azonosítják és zsákmányul ejtik a prédát. Tiszta vízben a vidra elsősorban a látására hagyatkozik. Zavaros, átláthatatlan vízben ezt egészíti ki mechanikus érzékeléssel, így a bajusz szőrök, illetve a mellső lábain és a pofáján elhelyezkedő tapintó szőrökkel a préda megkeresésében és üldözésében. A tengeri vidra (*Enhydra lutris*) és az eurázsiai vidra egyaránt képes a tengerparti régió táplálékforrásainak felderítésére, amelyben a mellső lábait aktívan használja (MASON és MACDONALD 1986, ESTES 1989, KRUK 1995).

Tekintettel arra, hogy a vidrák képesek a teknősöket a jég alatt is zsákmányul ejteni, a teknősök a hibernációs időszakban fokozottan kiszolgáltatottak a vidra számára. Ekkor a teknősök csak lassan képesek mozogni az iszapban, életműködésük lassúbb, nem tudnak gyorsan a páncélba húzódnál. A vidra leggyakoribb zsákmányszerző szokása a „foltban vadászat”, amikor a vidra a víztér egy kis foltjában sokszor merül zsákmányt ejteni (KRUK és MOORHOUSE 1990, KRUK et al. 1990), amint azt a jelen vizsgálatban a teknős telelőhely közelében közvetett módon tapasztaltuk. A tengerparti (KRUK és MOORHOUSE 1990, KRUK et al. 1990, KRUK 1995), valamint az édesvízi területeken, beleértve a jelen vizsgálati terület halastavait is (LANSZKI et al. 2001), a vidrák preferált prédataromány 100 és 1000g közé tehető, így a teknősök átlagosan 460 g-os tömege a vidrák optimális mérettartományába esik. A vidrák által zsákmányolt teknősök térbeli elhelyezkedése (208. ábra), valamint a teknősök fogyasztási aránya (25. melléklet) azt jelzi, hogy a vidrák a 2003-as kemény tél idején a teknős testeket tartalék táplálékként (is) hasznosították, vagyis később visszatértek hozzájuk. Ezt támasztja alá a teknősök – gyakran alacsony – fogyasztási aránya. A táplálék raktározás a kiszámíthatatlan zsákmányforrásokhoz való alkalmazkodást szolgálja, amit például a róka teknőstojtás fogyasztása esetén (MACDONALD et al. 1994), vagy menyétféléknél (így közönséges görény, menyét, hermelin) a rágcsálók, vagy békák raktározása esetén tapasztaltak (BLANDFORD 1987, KING 1990, LODÉ 1996). Ezért a tapasztalt teknőspredáció nem egyszerűen többlet ölés (pl. ERLINGE 1967) lehetett, a teknősök inkább tekinthetők a vidra puffer zsákmányállá-

tának, amint azt a kis méretű tízlábú rákok, vagy a kétéltűek teljes elfogyasztási tapasztalatok alapján MASON és MACDONALD (1986) összegzett és mi is tapasztaltuk. Ezt a speciális zsákmányszerző technikát a vidrák csak a hideg időszakban alkalmazták teknősön.

A teknős- és a kétéltűfogyasztás egymástól független volt, a két préda csoport egymást váltotta a vidrák táplálékában. Vagyis a vidrák ezen két – egyébként alárendelt - táplálékforrás hasznosítását képesek változtatni attól függően, melyik a könnyebben elérhető. A vizsgálatunk azt mutatta, hogy a teknős tápláléértéke magasabb a békaénál, és fehérjetartalma magasabb a halénál is. Következésképpen, a hibernált teknős fogyasztása előnyös lehet a vidrák számára.

Állománymegőrzési következmények

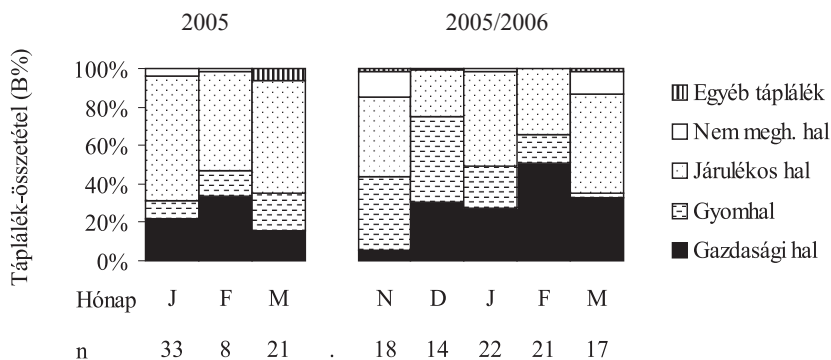
A vizsgált halastórendszeren a korábbi években nem tapasztaltunk vidra általi teknős zsákmányolást (LANSZKI et al. 2001). Ugyanakkor borzok (*Meles meles*) esetenként jelentős arányban (LANSZKI 2004), a vörösrókák (*Vulpes vulpes*) pedig ritkán (LANSZKI et al. 2007) mocsári teknős fészkeket fosztottak ki. Más hazai területeken élő vidrák igen ritkán, és feltehetően nem közvetlen predációból, hanem elpusztultán talált egyedből, nyári időszakban fogyasztottak teknőst, így a Tetves patak mentén (LANSZKI és MOLNÁR 2003), a bélavári holtágon (LANSZKI 2002), Vízváron a Dráva mentén (LANSZKI és SALLAI 2006), valamint Berzencénél a Dombó-csatorna mentén (LANSZKI et al. 2009). Ezek a szórványos adatokon kívül más, vidra zsákmányolásból származó adatok a Kárpát-medencéből nem ismertek. A vidrák teknős zsákmányolásának ritkasága is azt mutatja, hogy a mocsári teknős számára más veszélyeztető tényezők fontosabbak, így az élőhelyvesztés, az emberi zavarás és invaziós fajok, pl. az ékszerteknős térhódítása. A vidra teknős zsákmányolásának azonban helyi jelentősége lehet, ugyanis együttes előfordulás során a teknősre irányuló predáció nem zárható ki teljesen. A vidrák „flexibilis” vadászati képességének ismeretében, a teknős zsákmányolás elkerülése érdekében, célszerű a tavak téli halkészletét magasabb szinten tartani. Ez az intenzív jellegű halastavi termelés mellett általában nem valósulhat meg. Célszerű olyan természetkímélő gazdálkodásmód ösztönzése, melyben a gazdálkodó ebben érdekeltté tehető és a vizes élőhelyhez kötődő fajok is megtalálják életfeltételeiket.

g) Halteleltető tavak

A vidra táplálék-összetétele

Az Alba Agrár Rt. tavain a vidrák táplálékát szinte kizárólag halak alkották, biomassza számítás szerinti arányuk 99,9%, és 99,3% volt a vizsgált két év halteleltetési időszakában (28. melléklet). A vidrák alkalomszerűen fogyasztottak kistestű énekesmadarat, récét, békát, a víz közelében élő nagytestű vízbogarakat (pl. Dytiscidae és Hydrophilidae) és egy esetben apró magot. Leggyakoribb halpréda a razbóra volt, de legnagyobb mennyiségi arányban ezüstkárászt fogyasztottak. A haltáplálék változatos volt, a telettetett halfajokon kívül ritkán előfordult benne bodorka, küsz és compó is. A vidrák táplálékában a gazdaságilag fontos halak (ponty, amúr, csuka, fogassüllő) részaránya átlagosan 20% volt az első vizsgált évben (terjedelem: 15,8-33,7%) és 30,5% volt a második évben (terjedelem: 5,4-50,8%, 212. ábra). Az ábrán is látható, hogy az egyes hónapokban igen nagy különbségek adódtak, különösen a telettetés végén volt jelentős a gazdaságilag értékes halak fogyasztása.

A Dinnyési Ivadéknevelő Tógazdaság tavain élő vidrák domináns táplálékát szintén halak jelentették (28. melléklet), biomassza számítás szerinti fogyasztási arányuk 99,3%, illetve 98,3% volt a két egymást követő évben. A vidrák ritkán fogyasztottak kistrágyásá-



212. ábra: Az Alba Agrár Rt. teletető tavain élő vidrák táplálék-összetételének alakulása két halleletelési időszakban (adat: LANSZKI et al. 2007)

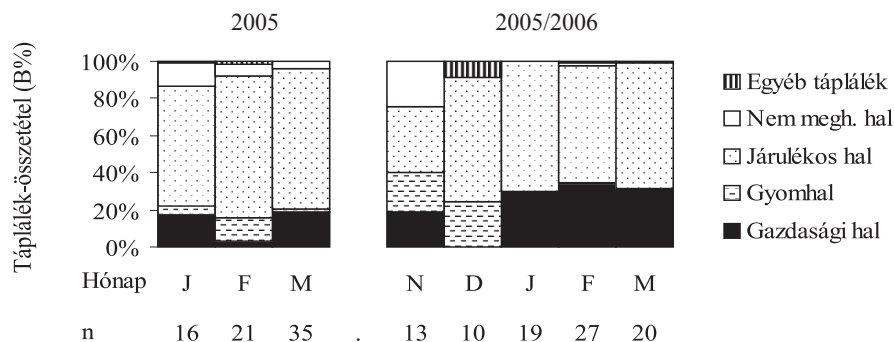
Megjegyzés: a hónapok rövidítése: J – január, F – február, M – március, N – november, D – december, n – mintaszám.

lőkat, madarakat, békákat, tízlábú rákot (*Astacus* spp.), vízibogarakat és csigákat. A vidrák leggyakoribb és egyben legnagyobb mennyiségi arányban fogyasztott táplálékát minden időszakban az ezüstkárász jelentette. E mellett jelentős volt még a pontyfogyasztás.

A vidrák táplálékában a gazdaságilag jelentős halak aránya átlagosan 15,4% (terjedelem: 3,0-18,8%), illetve 25,4% (terjedelem: 0-33,9%) volt a két egymást követő év telén (213. ábra).

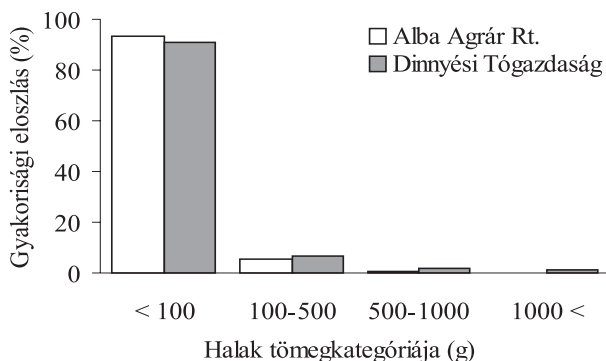
A vidrák haltápláléka a fogyasztott halak tömege alapján

A vidrák által fogyasztott halak mindkét területen alapvetően kisméretűek, 100 grammnál kisebb tömegűek voltak. Ezek átlagos fogyasztási aránya (a havonkénti átlagokból), a biomassa számítás alapján 93,5%, illetve 91,1% volt a két területen, fogyasztásuk relatív gyakorisága 95,5%, illetve 96,1% volt (214. ábra) sorrendben. A 100 és 500 g közötti méretkategóriába tartozó halak aránya biomassa számítás szerint átlagosan 5,6%, illetve 6,4%, fogyasztásuk relatív gyakorisága 4,5%, illetve 3,0% volt a két területen sorrendjében. Az 500 és 1000 g közötti kategóriába tartozó halak vidra haltáplálék-



213. ábra: A Dinnyési Ivadéknevelő Tógazdaság teletető tavain élő vidrák táplálék-összetételének alakulása két halleletelési időszakban (adat: LANSZKI et al. 2007)

Megjegyzés: n – mintaszám.



214. ábra: A vidrák haltáplálékának méret szerinti eloszlása a vizsgált két tógazdaságban (adatok: LANSZKI et al. 2007)

kon belüli biomassa számítás szerinti aránya 0,9%, illetve 1,6%, relatív gyakorisága 0,1%, illetve 0,4% volt. A nagyméretű, 1000 g-nál nagyobb tömegű halak részaránya biomassa számítás szerint 0, illetve 0,9%, relatív gyakorisága 0, illetve 0,5%-ot tett ki a két területen a két időszakban. A két területen a vidrák halpréda tömeg szerinti besorolás szerinti összetétele nem különbözött szignifikánsan ($\chi^2_3=2,76$, $P=0,431$).

A vidrák halpreferenciája halteleltető tavakon

Az Alba Agrár Rt. halteleltető tavain a vidrák preferálták a 100 grammnál kisebb sültöt és amúrt, valamint a 100-500 gramm közötti tömegtartományba tartozó csukát (25. táblázat). A 100 grammnál kisebb tömegű pontyot az előfordulási gyakoriságuk körüli arányban fogyasztották, míg a többi halat jellemzően nem preferálták, amit a negatív preferencia indexek jeleznek.

A Dinnyési Ivadéknevelő Tógazdaság halteleltető tavain a vidrák preferálták a 100 grammnál kisebb tömegtartományba eső fogassüllöt, csukát, továbbá az ezüstkárász és a razbórárt. Utóbbi két halfaj egyedeit szintén teleltették. A 100 grammnál kisebb pontyot és amúrt, valamint fejes domolykót (jászkeszeget) az előfordulási gyakoriságuk körüli arányban fogyasztották, és jellemzően mellőzték a többi halat, így pl. a 100 grammnál nagyobb tömegű pontyot, amúrt, fogassüllöt és csukát (25. táblázat).

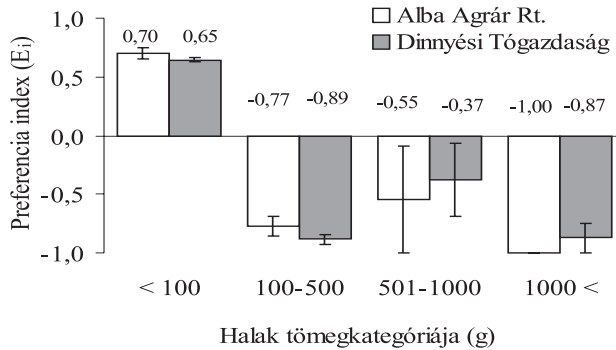
A haltömeg kategóriánként összegzett preferencia indexek alapján megállapítható, hogy a két tógazdaság halteleltető tavai mentén élő vidrák halpreferenciája nem különbözött lényegesen (páros t-próba, $t=0,45$, $P=0,681$). A vidrák mindkét területen jellemzően a 100 grammnál kisebb tömegű halakat preferálták ($E_i=0,70$ és $0,65$, a két terület sorrendjében, 215. ábra). A vidrák a 100 grammnál nagyobb halakat tömegkategóriánként ugyan eltérő mértékben, de határozottan kevésbé preferálták, vagyis mellőzték a vadászat során. A 100 gramm feletti tömegtartományokba sorolt halak preferencia indexe (E_i) az Alba Agrár Rt. halteleltető tavain - 0,55 és -1,00 között, a Dinnyési Tógazdaság halteleltető tavain -0,37 és -0,89 között alakult. Az egyes tömegtartományba sorolt halak preferencia indexei közötti különbség szignifikáns volt mindkét tógazdaságban (ANOVA, az Alba Agrár Rt. tavain: $F=3,92$, $P<0,05$, a Dinnyési Tógazdaság tavain: $F=4,70$, $P<0,02$).

25. táblázat: Két halgazdaság halteleltető tavai mentén élő vidrák halfajtól és haltömeg tartománytól függő halpreferenciája téli időszakban (adatok: LANSZKI et al. 2007)

Halfaj	Hal tömeg kat.	Alba Agrár Rt., halteleltetők		Dinnyési Tógazdaság	
		Ivlev-féle preferencia index (E_i)			
		Átlag ^a	SE	Átlag ^a	SE
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	1	-0,18	0,147	-0,29	0,172
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	2	-0,89	0,054	-0,95	0,029
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	3			-0,52	0,317
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	4	-1,00	0,000	-1,00	0,000
Amúr (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	1	0,64	0,239	-0,07	0,464
Amúr (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	2	-0,76	0,154	-1,00	0,000
Amúr (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	4	-1,00	0,000	-1,00	0,000
Busa (<i>H. molitrix</i> és <i>A. nobilis</i>)	1			-1,00	0,000
Busa (<i>H. molitrix</i> és <i>A. nobilis</i>)	3			-1,00	0,000
Busa (<i>H. molitrix</i> és <i>A. nobilis</i>)	4			-1,00	0,000
Compó (<i>Tinca tinca</i>)	1			-0,53	0,308
Compó (<i>Tinca tinca</i>)	2			-0,77	0,226
Ezüstkárász (<i>Carassius auratus gibelio</i>)	1			0,84	0,056
Razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	1			0,26	0,272
Fejes domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)	2			0,00	1,000
Fogassüllő (<i>Sander lucioperca</i>)	1	1,00	0,000	1,00	0,000
Fogassüllő (<i>Sander lucioperca</i>)	2	-1,00	0,000	-0,61	0,389
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)	1	-1,00	0,000		
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)	2	-1,00	0,000		
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)	3	-1,00	0,000		
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)	4	-1,00	0,000		
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	1	0,20	0,323	1,00	0,000
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	2	1,00	0,000	-0,67	0,333
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	4	-1,00	0,000	-1,00	0,000

^a2005 január-március és 2005 november-2006 márciusa közötti két teleltetési időszak havonkénti átlagai alapján. Haltömeg kategóriák: 1 - 100 g alatti, 2 - 100-500 g, 3 - 500-1000 g és 4 - 1000 g feletti.

Megvitatás. A legtöbb közép-európai területen tapasztaltakhoz (CLAVERO et al. 2001, JEDRZEJEWSKA et al. 2003) hasonlóan a vizsgált két halgazdaság tavai mentén élő vidrák is alapvetően hallal táplálkoztak. A másodlagos táplálékforrások hasznosítása alárendelt volt. A vidrák fő táplálékát mindkét halgazdaságban kis értékű, járulékos- és gyomhalak, pl. ezüstkárász, bodorka, küsz, razbóra jelentették. Ezek közül is legfőbb táplálék az ezüstkárász volt. A járulékos- és gyomhalak egy része a tógazdaságon kívüli vízfolyásból (pl. az Alba Agrár Rt. esetén a compó), illetve természetes vizekből származhatott (pl. a Dinnyési Ivadéknevelő Tógazdaság esetében a törpeharcsa). Hasonlóan jelentős mértékű járulékos hal (és kisméretű hal) fogyasztást tapasztaltak a halastavi és természetes vízi vizsgálatok többségében hazánkban (KEMENES és NECHAY 1990, LANSZKI et al. 2001, LANSZKI és MOLNÁR 2003, LANSZKI és SALLAI 2006), valamint más területeken is (ROCHE 1998; KŁOSKOWSKI 1999). Ugyanakkor a Treboni tavak mentén (Csehország)



215. ábra: Két halgazdaság halteleltető tavai mentén élő vidrák haltömeg tartománytól függő átlagos (\pm SE) halpreferenciája téli időszakban (adatok: LANSZKI et al. 2007)

végzett vizsgálatban (ADÁMEK et al. 2003) nagyméretű halak időszakonkénti jelentős vidra általi zsákmányolását írták le kizárólag táplálékmaradvány alapján. Amint korábban már többször jeleztük, ismeretlen a fogyasztott nagyméretű halak "előélete", vagyis a halmaradványok vizsgálata alapján félrevezető eredmények adódhatnak.

A gazdasági szempontból értékes halak közül a vidrák a pontyot fogyasztották legnagyobb arányban. Tekintve, hogy a ponty a hazánkban a legnagyobb mennyiségben előállított hal, ez fontos akkor is, ha nem a vidra fő tápláléka. Hasonlóan jelentős arányú pontyfogyasztásról számoltak be a haltermelők Közép-Európa más területein, így Lengyelországban (KLOSKOWSKI 1999), Csehországban, Ausztriában, Németország keleti tartományaiban és hazánkban (KRANZ 2000, GEIDEZIS 2002) működő pontydominanciájú halgazdaságokban. A jelen vizsgálatban tehát a ponty jelentős, de a járulékos és gyomhalaknál kisebb mértékű fogyasztását tapasztaltuk. A vidrák táplálék-összetétele alapján a gazdaságilag értékes halak fogyasztási aránya eltért a két területen, magasabb volt az Alba Agrár Rt. halteleltető tavain. A két gazdaság közötti jelentős különbség a halkészlet összetételére vezethető vissza. Ezek az eredmények alátámasztják azokat a korábbi hazai állóvizekre (Balaton, halastavak) vonatkozó tapasztalatokat (KEMENES és NECHAY 1990, LANSZKI et al. 2001, LANSZKI és MOLNÁR 2003), amely szerint a vidra halállományban okozott kártétele mérsékelhető a járulékos és gyomhalak jelenlétével (megtartásával). A Dinnyési halteleltetőkön a gazdaságilag értékes halak általában alacsonyabb fogyasztási arányában közrejátszhatott, hogy a tavakon ezüstkárász és razbórárt is teleltettek ragadozó halak táplálékának, amelyek a vidra fő táplálékát jelentették. Szintén ezen a területen a vidrák feltehetően nemcsak a halteleltető tavakon, hanem a környező vizes élőhelyeken is táplálékot szereztek, amit a vidra viszonylag nagy (1,2-2,6 km²) mozgáskörzetéből is feltételezhetünk (DULFER et al. 1998). Tekintve, hogy a téli időszakban a lecsapolt halastavak, valamint a természetes vizek halkészlete is korlátozottan állhat rendelkezésre, továbbá hogy a tógazdaságok halteleltetőit nem védte kerítés (villanypásztor), a vizsgálatban szereplő vidrák a halteleltető tavakon táplálkozhattak. Ezt támasztja alá, hogy az Alba Agrár Rt. tavai közelében nincs számottevő vidra élőhely, az ottani vidrák tápláléka mégis hasonló volt a Dinnyési Tógazdaság tavain élőkének.

A fogyasztott halak döntő többsége 100 grammnál kisebb tömegű volt, míg a 1000 grammnál nagyobb tömegű halakat ritkán ejtették zsákmányul. Ezek az eredmények alapvetően összhangban állnak a halastavakon és más típusú területeken kapott és koráb-

ban részletezett eredményekkel is (ERLINGE 1969, WISE et al. 1981, KRUK és MOORHOUSE 1990, TAASTRØM és JACOBSEN 1999, LANSZKI et al. 2001, RUIZ-OLMO et al. 2001, COPP és ROCHE 2003), amelyek szerint a vidra alapvetően kisméretű halakkal táplálkozik. A vidrák kétségtelenül fogyasztanak nagyméretű halakat is, amint ez a két tógazdaságban is előfordult és általában zavarás (másik vidra, kutya, ember, jármű) hatására hagyják a vízparton a megölt és gyakran alig megrágott halat. A parton hagyott halhoz azután már nem térnek vissza. A parton talált halak jelentős részénél ismeretlen a halak előélete (pl. gémfélék szigonyozása, betegség, mechanikai sérülés, stb.), a vidra zsákmányejtését kiváltó ok tehát gyakran tisztázatlan. Így nagy a téves következtetések levonásának lehetősége is. Módszertani szempontból fontos még, hogy a vidrák a nagyobb halakat jellemzően a fejnél kezdik elfogyasztani (természetesen nem mindig), így éppen azokat a halcsontokat fogyasztják el nagy valószínűséggel, amelyek taxonómiai határozásra alkalmasak. Így a nagyobb halak is alkalmasak fajhatározásra, illetve tömeg kategóriába történő besorolásra.

Gazdasági szempontból semmiképp nem kedvező, hogy a halteleltető tavak mentén élő vidrák a faji sajátosságuk alapján nem a nagyméretű, hanem a kisebb halakat részesítik előnyben, mert a telettetett kisméretű halak gazdaságilag szintén fontosak. Különösen érvényes ez azokra a gazdaságokra, amelyek egynyaras halállományt (is) telettetnek. Ezért nemcsak a halfajok, hanem a fajonként különböző tömegkategóriákba sorolt halak preferenciáját is vizsgáltuk. A tapasztalataink szerint a vidrák preferálták a 100 grammnál kisebb tömegű telettetett busát, süllőt, csukát, ezüstkárászt és razbórárt. A gazdasági szempontból legjelentősebb pontyot (szintén 100 gramm alatti kategóriában) az előfordulási arányuk körüli arányban fogyasztották ($E_i = -0,18 - -0,29$). A vidrák kifejezetten preferálták a 100 grammnál kisebb halakat az ennél nagyobb tömegűekkel szemben. A nagyobb tömegű halak esetében tapasztalt negatív preferencia indexek azt jelzik, hogy a vidra ezekből a nagyobb halakból is fogyaszt, azonban a tavakban tapasztalható előfordulásuknál (rendelkezésre álló készletnél) lényegesen kisebb mennyiségi arányban. Hazai, így a Fonói és Boronkai halastavakon (LANSZKI et al. 2001) tapasztaltakkal ellentétben a halteleltető tavakon pozitív, vagy nulla körüli (vagyis magasabb) preferencia indexeket kaptunk a kisméretű, gazdaságilag jelentős halfajok esetében. Ez a halvesztesség mérséklése érdekében felveti a halteleltető tavak nagyértékű halállományának legális eszközökkel való védelmének szükségességét. Speciális halteleltető tavakon az elektromos kerítés alkalmazása hatékony a vidrakár megelőzésében. SERESNÉ (2006) számítása szerint a halteleltető tavak villanypásztoros védelmének beruházási költsége kb. 80 Ft/m² lenne.

h) Gyomortartalom vizsgálat

A vizsgált 113 vidra gyomorban 98 táplálék elem fordult elő. A vidrák legnagyobb mennyiségi arányban (78,4%) halakkal, azon belül ezüstkárással táplálkoztak (26. táblázat). Ezen kívül kisméretű (100 g-nál kisebb tömegű) egyéb halak voltak fontos táplálékai. Ponty a vidrák összesített táplálékának egytizedét tette ki. Számottevő volt még a béka (8,6%, főként kecskebéka fajcsoport, *Rana* spp.), a közepes testű madarak (6,9%) és a kisemlősök (5,9%), pl. patkány (*Rattus* spp.), vízipocok (*Arvicola terrestris*) fogyasztása. Kis mennyiségi arányban vízibogár (csikbogár, csibor) és sáslevél is szerepelt a táplálékban. Az egyes élőhely típusok között nem volt lényeges a különbség a gyomortartalom súlyában ($P=0,433$), bár legnagyobb mennyiségű táplálékot (átlagosan 75 g) a patakok, csatornák közeléből származó vidrák gyomra, legkevesebbet (átlagosan 28 g) az állóvizek (halas- és horgásztavak, holtágak) közeléből származó vidrák gyomra tartalmazott.

A vidratámadásra visszavezethető ok miatt áldozatul esett vidrák gyomra üres volt. Az egyik agyonlőtt vidra gyomrában apró keszegek maradványai, a másikban nagyméretű ponty maradványai voltak. Az agyonvert vidra gyomra 3 pd. küszt tartalmazott.

Megvitatás. A gyomortartalom vizsgálati eredmények (LANSZKI et al. 2008), a lényegesen kisebb mintaszám ellenére, alapvetően összhangban állnak a hullatékra alapozott hazai vizsgálatok eredményeivel (pl. KEMENES és NECHAY 1990, LANSZKI 2002, LANSZKI et al. 2001, 2003, 2006, 2007) mind a táplálék elemek egymáshoz viszonyított arányát, mind pedig a fogyasztott halak tömegtartományát tekintve. Nevezetesen, a gyomortartalom vizsgálat eredményei is alátámasztják, hogy a vidrák alapvetően gazdaságilag jelentéktelen, apró méretű halakkal táplálkoznak.

**26. táblázat: Vidrák gyomortartalom összetétele
(adatok: LANSZKI et al. 2008)**

Táplálék	Eset	Relatív előfordulási gyakoriság (%)	Mennyiségi összetétel (%)
Ezüstkárász (<i>Carassius auratus gibelio</i>)	11	11,2	24,4
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	4	4,1	10,4
Kisméretű keszegfélék (Cyprinidae)	7	7,1	6,4
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	1	1,0	0,5
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	1	1,0	0,6
Kisméretű, meghatározhatatlan halak	38	38,8	36,1
Halak összesen	62	63,2	78,4
Vízipocok (<i>Arvicola terrestris</i>)	2	2,0	0,6
Vándorpatkány (<i>Rattus norvegicus</i>)	1	1,0	2,2
Kisemlős (Rodentia, indet.)	6	6,1	3,1
Kistestű énekesmadár (Passeriformes)	2	2,0	0,5
Közepes testméretű madár (Aves, indet.)	3	3,1	6,4
Vízisikló (<i>Natrix natrix</i>)	1	1,0	0,1
Béka (Anura)	13	13,3	8,5
Rovar (Insecta)	7	7,1	0,1
Növény	1	1,0	<0,1
Mintaszám (n)	113		
Táplálékelemek száma	98		

Megjegyzés: Mennyiségi összetétel számítás a gyomorban mért táplálék elemek nyers súlya alapján történt.

6. VIDRAMEGŐRZÉS

„... Mert az élet értelme a szép. És a haszon a leghaszontalanabb szó, amit az ember valaha is kitalált. Pedig ma már annyira van vele, hogy ha valami szépet meglát, nyomban arra gondol: mi hasznom lehet ebből? S ezért van az, hogy amit ilyen céllal fölépít, az hamarosan le is dől...”

(részlet Wass Albert: A Funtineli boszorkány c. művéből)

6.1. Előzmények

A vidra – számos más ragadozó fajhoz hasonlóan – az ember versenytársa. Az ember azért, hogy a versengésből eredő hátrányokat mérsékelje, a versenytársakat elkerülheti, kiszoríthatja, vagy kiirthatja (CSÁNYI 2000). A vidrát az elmúlt évszázadokban az elterjedési területének nagy részén minden lehetséges módon üldözték. Ritka kivételként említhető Thaiföld, ahol a természethez még közelebb élő ember szelíd vidrákat használ a halászat során ... (KRUUK 1995) Pedig a vidra őrszemként (ú.n. *sentinel* indikátor fajként az emberi egészségre veszélyes anyagok jelzőjeként) vigyázza mindazokat a vizes élőhelyeket, amelyek a természetvédelem (vagyis mindannyiunk), a halgazdálkodás, vagy a szabadidő eltöltése, összességében az egészségesebb élet szempontjából fontosak számunkra!

A régebbi időkben Magyarország több mint egyötöde természetes ártér volt, amelyet egész évben vagy időszakosan víz borított. Például 1730-1760 táján a teljes Balatoni Nagyberkek víz alatt állt. Mária Terézia 1751-es dekrétuma már foglalkozott vízrendezéssel, de akkor a gazdasági és műszaki feltételek még nem álltak rendelkezésre a vizek elvezetéséhez, az árvízvédelemhez. Ehhez a tájatalakító munkához elkezdtek megalakulni a társulatok, de a hosszas előkészületek után csak a 19. században gyorsult fel a természeti területek, köztük drasztikus módon az árterek, mocsarak átalakítása. Ez – leegyszerűsítve – a kisebb–nagyobb vízfolyások „megregulázásával”, a mocsarak, lápok lecsapolásával járt. Mindez a mezőgazdasági termelésre alkalmas területek nyerése, vagy a települések, az ipar, a közlekedés terjeszkedése érdekében zajlott. A vidra korábbi természetes élőhelyei összezsugorodtak, a folyóink, berkeink korábbi halbősége (amit Bél Mátyás említ) a szabályozásokat követően megcsappant. A lakosság halellátását meg kellett oldani. Bár az Árpád-házi királyok korától ismertek halastavak, de elsősorban a 19. század végétől kezdődött nagyarányú halastó létesítés, többek között az egykori mocsaras, lápos patak völgyekben, és a síkvidéki területeken is. Később, újabb hullámokban, pl. az 1960-as 1970-es években, nagykiterjedésű halastórendszereket létesítettek. A zavartalan és sokszínű élővilágnak helyet adó területekből, ahol a csúcsragadozók állományűrűsége kicsi lehetett, leegyszerűsített, nagy halkancentrációjú, ezáltal a halevő állatok számára vonzó, de állandó emberi jelenléttel zavart élőhelyek alakultak ki. Nagyjából ettől az időszaktól találkozhatunk gyakrabban vidráról szóló írásokkal is (pl. PÁK 1829, RUFFY 1883, LAKATOS 1900, ÉHIK 1932, PÖSCHL 1955, stb.). Ezek az írások a „kártételét” és az elpusztításának javasolt módjait részletezik, részben az értékes, dús

szőrzetű bundájáért, részben a tavaktól való távoltage érdekében. Egy vidravadászat eredményét szemlélteti a mellékelt fénykép is. Egészen 1974-ig, a faj hazai védetté nyilvánításáig a halőröknek napi feladatuk volt a vidraállomány gyérítése.

Herman Ottó, a köztiszteletben álló polihisztor, már 1887-ben védelmébe vette a vidrát:

„...A több termőföld után való féktelen vágy miatt megfélekedett az ember arról a közhaszonról, a melyet a víz halban nyujthat, - megfélekedett a nemzeti vagyon nagy kárára, mely kár nemcsak pénzben, hanem egy egészséges táplálék kimaradása során a nemzet közegészségében, tehát az életben is éri.

Evvél a valóságos rombolással szemben az a kár, a melyet a vidra, a vidranyest, a gém, a halászsas, a halászcser; a jégmadár s az alsóbb rendű élőködők seregei a halban ejtenek, valóságos csekélység, mert hiszen ezeknek a munkája a szabad természet ölen csak az élet rendes folyása és semmi egyéb, csak szabályozó és nem irtó...”. /részlet Herman Ottó (1887): A magyar halászat könyvéből, A hal ellenségei c. alfejezetből/.

Csak később, az 1930-as években, de sor került a vidra táplálkozásának hazai vizsgálatára is. Bethlenfalvy Ernő – a kor lehetősége szerint – gyomortartalom vizsgálatai alapján határozottan kiállt a vidra mellett, hangsúlyozva a vidra szanitéc és haltelepítő szerepét. Előbbi a beteg, legyengült halak kiválogatását és elfogyasztását, utóbbi a vidra szőrzete között meglapuló ikrának a területek közötti áthordását jelenti.

A II. világháborút követően a vidra európai állományaira már nem a vadászat jelentette a fő veszélyt (legalábbis a nagyobb állománysűrűségű területeken), hanem a vizek szennyezése. Az ezzel együtt járó táplálékforrás csökkenés, és a szennyezőanyagok vidra szervezetében történő feldúsulása következtében a vidra állománya hanyatlani kezdett (pl. CHANIN 1985, MASON és MACDONALD 1986, KRUK 1995). Így terelődött a figyelem a vidra védelmére. A fajt az 1950-es évektől kezdődően Európa legtöbb országában védetté nyilvánították. A kis állománysűrűséggel rendelkező országokban, így pl. Hollandiában már 1947-ben, Svájcban 1952-ben betiltották a vadászatát (korábban azért elég intenzív vadászatot folytattak rá), a vidra mégis kipusztult. Az állományfogyás súlyosságára utal, hogy a vidra az 1979-ben aláírt, és az Európai Unió természetvédelmi törekvéseiben ma is jelentős – az európai vadonélő állatok, növények és élőhelyeik védelméről szóló – Berni Egyezmény címerállata lett (216. ábra). A faj megismerését célzó kutatások az állományhanyatlás és helyi kipusztulások következtében kezdődtek el (NECHAY 2005).



216. ábra : A vidra a Berni Egyezmény emblémája

6.2. A megőrzés néhány lehetősége

A vidrát a nemzetközi kereskedelem által veszélyeztetett fajokra vonatkozó világegyezmény (CITES, vagy Washingtoni Egyezmény) 1975-ben az I-es, vagyis a fokozottan védett fajok listájára vette. Az IUCN Európai Vörös Könyvének (2004) minősítése szerint veszélyeztetettséghez közeli faj. Az Európai Unió országaiban a már említett Berni Egyezmény végrehajtását két Európai Unió jogszabály biztosítja. A vidra szempontjából a vadon élő állat és növényfajok, valamint természetes élőhelyeik megőrzésére vonatkozó irányelv (92/43/EEC) fontos. Ennek két mellékletében is szerepel a vidra: a fokozottan védett fajok között (IV. melléklet), és a különleges védelemben részesülő élőhelyek hálózatának kialakítását is igénylő állatfajok között (II. (a) melléklet) (NECHAY 2005). Hazánkban 1974 óta védett, 1982-től fokozottan védett faj. Üldözése, engedély nélküli elpusztítása és kikészítése, vagy preparátumainak tartása és az azokkal folytatott kereskedelem, élőhelyének rombolása: büntett. A magyar Vörös Könyv (RAKONCZAY 1989) szerint a növekvő közúti forgalom és az illegális vadászat miatt napjainkban is aktuálisan veszélyeztetett. Feltételezhetően a védelemnek és a nagykiterjedésű mesterséges halastórendszerek kialakításának köszönhetően megmaradt a vidra hazai állománya. A Magyarország emlőseinek atlasza (BIHARI et al. 2007) a vidra állományát stabilnak minősíti. A széleskörű jogi védelem azt a hamis látszatot kelti, hogy a vidrával minden rendben van. Azonban hiába zászlóshajó faj, Natura 2000-es jelölő faj, stb., mégis kiszolgáltatott, mely visszavezethető a közgazdasági szabályozás rendezetlenségére, az ellenérdekeltségre, a puszta előítéletre, a tájékozatlanságra, a hozzáférhető információk egyveretűségére és a közömbösségre. A vidra csúcsragadozóként bár stabilizálja a táplálékhálózatot, ugyanakkor érzékenyen is reagál annak minőségében bekövetkezett változásokra. Vagyis még egy kedvező állományhelyzet sem tekinthető állandónak.

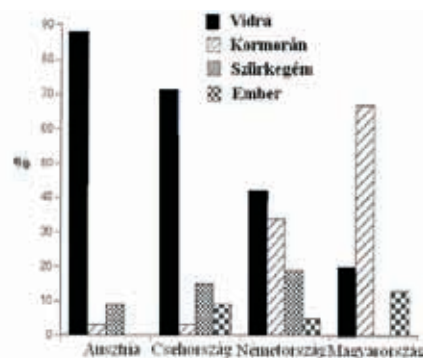
Nagyon tanulságos Tassi Ilona (az akkori természetvédelmi hatóság munkatársának) 1979-ben, vagyis öt évvel a vidra védetté nyilvánítását követően megjelent írása. Ebben arról számol be, hogy a hivatalhoz beérkezett kérvények alapján az intenzív haltermelést folytató gazdaságoknak befogásra és kilövéésre engedélyeket adtak ki, azzal a megkötéssel, hogy az élő, illetve a lőtt példányokat állatkertnek, illetve nyúzatlanul be kell szolgáltatni tudományos vizsgálatra. Miután egyetlen vidrát sem adtak le, és később a bejelentések is megszűntek, néhány igen érdekes kérdés fogalmazódik meg. Például, egyáltalán él-e vidra a területen (valószínűleg igen), ha igen, valóban okoz-e érzékeny kárt, vagy csak annak veszélyétől tartottak, amikor a faj jelenlétét tapasztalták, stb. A vidra előnyben részesíti a lassan mozgó, könnyen elérhető halakat, így a beteg példányokat választja, ezekben az esetekben kimondottan fontos szerepet tölt be. Állattenyésztési ágazatról lévén szó, a halastavakon is előfordulnak beteg halak, és technológiai eredetű hibák (pl. teleltetőben oxigénhiány miatt, vagy kitelepítéskor elpusztult haltömeg, stb.), vagy a környezeti adottságokból (pl. aszályból) következő megbetegedések, elhullások. A kiesett hozamok esetén valószínűleg legkönnyebb a magukat megvédeni nem képes vidrákat megtenni bűnbaknak. Meggyőződésünk, hogy problémás esetben fény deríthető a valódi okokra. Természetesen az már baj, ha eddig kell elmenni, és nincs belátás és megfelelően működő vizes élőhely megőrzési program.

Véleményünk szerint, a vidra kizárólag érzelmi, vagy téves megfigyeléseken alapuló pozitív, vagy negatív megítélése helyett, célirányos kutatómunkával lehetséges a faj sajátosságairól megbízható ismerteket gyűjteni. Ezek az ismeretek alkalmasak egy hosszú távú vidravédelmi stratégia kialakításához, az élőhelykezelési programokhoz, továbbá ezek a halgazdálkodásban is jól hasznosíthatók. Az, hogy pontosan milyen közgazda-

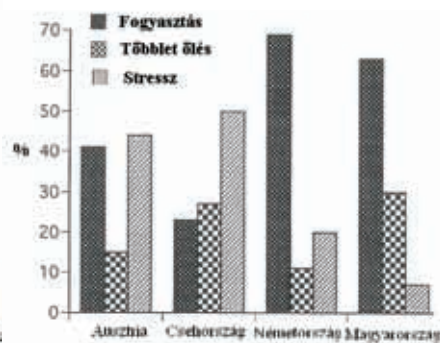
sági szabályozást vezetnek be, a központi és az érdekvédelmi szervezetekre vár.

Elgondolkodtató az alábbi esettanulmány, ami Ausztriára, Németországra keleti tartományára, Csehországra és Magyarországra, vagyis közép-európai országokra kiterjedő felmérésen alapul (KRANZ 2000). Ehhez hazai haltermelők is nagy segítséget nyújtottak. E szerint, a magyar halastó tulajdonosoknak legnagyobb kárt a kormorán (*Phalacrocorax carbo*) okozza (65%-ban), majd második helyen szerepel a vidra (20%), de ezzel szinte megegyező a hallopás (15%). Ez utóbbi tényező a felmérésben szereplő országok közül nálunk a legmagasabb arányú. A vizsgálatban szereplő többi országban a vidra károkozását egyébként lényegesen nagyobbnak (40-88%) tartották (217/a. ábra). A vidra kapcsán felmerülő problémák nemcsak a halfogyasztásból adódhatnak, hanem részben a többlet ölésből és a teletető tavak zavarásából (stressz) tevődhetnek össze. Nálunk a halfogyasztás minősítették legjelentősebbnek (217/b. ábra), de e mellett jelentős az ún. többletölés is, mely részben a kölyöknevelés időszakában a vadászni tanuló kölykök viselkedésére, részben a parton, zavarás miatt visszahagyott halak előfordulására vezethető vissza.

a) A halállományt károsítók egymáshoz viszonyított fontossága



b) A vidra által okozott kártétel típusai



217. ábra: Halastavi kártétel ponty dominanciájú tavakon, közép-európai összehasonlításban (KRANZ 2000)

A faj- és élőhelyeinek védelme több tényezőn is múlik. Célszerű lenne végre egy megbízható alapokon álló célirányos, országos vidrafelmérést elindítani. A felmérést egységes szempontrendszer szerint kellene elvégezni vidrával foglalkozó képzett felmérőknek. Ezáltal képet kaphatnánk a faj valós helyzetéről. Fontos lenne az oktatás, az ismeretterjesztés, a szakképzés terén előbbre mozdulni. A haltermelők, akár marketing fogásként, előnyükre fordíthatnák azt, a vizsgálatunkkal alátámasztott tény, hogy magyar halon egészséges magyar vidraállomány él. Vagyis ha a vásárló hazai halat választ, garantáltan egészséges terméket fogyaszt. A hivatalos természetvédelemmel, a mérvadó civil szervezetekkel, a haltermelők és a sporthorgászok érdekképviseletével szorosabb együttműködés valószínűleg számos kérdésben megegyezésre vezethető. A két malomban örlés miatt a vidra húzza a rövidet, ezt a napjainkban is fennálló orvadászat egyértelműen jelzi. Több helyen kellene kipróbálni a halvédelmi berendezéseket és a tapasztalatokat szélesebb szakmai körben kellene ismertetni.

Évek óta működő villanypásztoros halteleltető védelmi megoldásra például Baranya megyében (dr. Litkei József tógazdaságában Máriakémenyben) és több tógazdaságban is találunk jó példát. A villanypásztorhoz szükséges felszerelések közforgalomban beszerezhetők. Az alkalmazott huzaltávolságok az alábbiak: a földvezeték talajszinten (több ponton lerögzítve), az első vezeték a talajtól 10 cm-re, a második ettől 15 cm-re, a harmadik ettől 18 cm-re és a negyedik ettől 20 cm-re legyen (Litkei József szóbeli közlése). A befolyó és elfolyó víz körül különösen nagy figyelmet kell fordítani a vezeték kialakítására, hogy bejutni ne tudjanak a vidrák. A védelmi rendszer rendszeresen karbantartást (pl. vezeték alatti kaszálást) igényel, ha hiányos, vagy nincs áram alatt, akkor hatástalan.

A vidra halteleltető tavakon tapasztalt kártételének mérséklésében hatásos lehet az elterelő etetés, mely a téli időszakban, például egy különálló, haltermelésre kevésbé alkalmas tavon valósítható meg. Ebben a tóban lehetne a tavakról ősszel lehalászott, de gazdaságilag nem jelentős (járulékos) őshonos halakat, pl. күsz, bodorka, széles kárász, vörösszárnýú keszeg, compó, sügér, stb. „teleltetni”. A lehalászások alkalmával nagy tömegben jelen levő, bár nem őshonos ezüstkárász szintén szóba jöhetne a kármérséklés szempontjából. Ezt egyes ismertett tógazdaságokban teleltetik is (pl. ragadozó halak táplálékának, vagy ponttyal együtt) és a vidrák is előszeretettel fogyasztják. A gyomhalak (pl. naphal, törpeharcsa) megtartása haltermelési és természetvédelmi okok miatt kerülendő, még akkor is, ha ezeket a vidrák preferálják. A halállomány hatékony megőrzése érdekében azonban az elterelő etetés mellett szükséges a halteleltető tavak nagyértékű halállományának egyidejű védelme például kerítéssel, vagy a korábban említett villanypásztorral. A kutyás őrzés leginkább a „kétlábú halfogókkal” szemben hatásos.

Vízszennyezések ma is előfordulnak (pl. Rába) és az élőhelyrombolás sem került le a napirendről (pl. Velencei-tó és Dráva). Érdemes lenne ezzel a kérdéssel a vidra, mint indikátor faj oldaláról is foglalkozni. Az élőhely rehabilitációs programok üdvözlendők, amennyiben valóban a természetvédelem (azaz a természet és minden ember) érdekét szolgálják. A természetes vizes élőhelyek, a természetvédelmi kezelésben fenntartott tavak nagy jelentőségűek, különösen a téli-korlatvaszi táplálékhiányos időszakban puffer területként is működnek, tekintve, hogy a vidra nem szigorúan területi faj, amint azt a hazai genetikai vizsgálatok is alátámasztották. Egy természet iránt felelősséget érző országban a sérült vidrák mentését célszerű fenntartani. Ez egyúttal összekapcsolható az ismeretterjesztéssel. Erre hazánkban kiváló példát mutat a Petesmalmi Vidrapark (Somogy megye), a Szegedi Vadaspark és az állatorvosi szakellátást magas színvonalon végző Fővárosi Állat- és Növénykert. A vidra szaporításával azonban sok szakmai és etikai probléma merül fel, például mi lesz a felnevelt kölykökkel. A fogságban felnevelt, majd szabadon engedett vidrák többsége rövid úton járművek, idegen vidra, kutya, ember áldozatává válhat. Amennyiben az élőhely alkalmas, azt a vidra magától elfoglalja, ezt a felmérések és a rádiotelemetriás vizsgálatok eredményei is jól alátámasztják.

Nincs megegyezés abban, hogy melyik megoldás a legjobb. Az alkalmazott védelmi intézkedések közül például a néhány országban bevezetett kártérítés a mérhetetlenné vált igények miatt megbukott. A kártétel tűrésének a kötelezettsége orrvadászatot eredményez. A tavakat pénzügyi okokból és izoláló hatásuk miatt sem lehet bekeríteni. Ráadásul a nem megfelelő bekerítés semmit nem old meg. A hatékony védelmet nyújtó teleltető védelmi berendezések kipróbálása és alkalmazása biztató irányban halad, a hobbi horgásztavakon is alkalmazható – mely különösen a téli (horgászok által kevésbé látogatott) időszakban ajánlott. Az elterelő etetés egyedileg jelenthet megoldást. Az engedély alapján történő élve befogás és áttelepítés, valamint gyérités elvi lehetősége ma is fennáll.



218. ábra: Vidravadászat eredménye egy somogyi halastőrszeren, a vidra védetté nyilvánítását megelőző időszakból



219. ábra: A tó jegén (nyílt terepen) a vidra kiszolgáltatót (fotó: Gerzsei-Boros Beáta)



220. ábra: Eredményesen működő halteleltető védelmi berendezés (Máriakéménd)



221. ábra: A Petesalmi Vidrapark vidrabemutató tava

Az élve befogás szigorú feltételekhez kötött. A befogott egyedek szabadon engedése nagyon problémás, kétes eredményű, több a kudarc, mint az ismert jó példa. Amint azt a molekuláris genetikai vizsgálatok eredményeinél ismertettük, zsákutca. Ugyanis az „üres” élőhelyet hamarosan benépesítik a vidrát. A helyi probléma tüneti kezeléseként ugyan szóba jöhet, de véleményünk szerint értelmetlen. Az eredmények világosan jelzik, hogy nemcsak a folyókon, hanem a halastavakon keresztül is jelentős vidra migráció zajlik. A teljes vízi ökoszisztéma védelme jelenthet megoldást. Ehhez a Nemzeti Ökológiai Hálózat nem védett elemeinek a megőrzését is szavatolni kellene. Az IUCN ajánlást tesz erőforrás-védelmi területek (pl. KERÉNYI 2003) létrehozására. Erőforrásnak minősülhetnének (aminthogy azok) a természetvédelmi oltalom alá nem tartozó természeti területek közül a vízfolyások, a tavak, a halastavak (parti növényzetükkel együtt), melyek – az édesvízkészletük révén – stratégiaileg egyre fontosabbá válnak. A hazai gyakorlat szerint a vízfolyások pl. a lápokhoz, a forrásokhoz hasonlóan *ex lege* védelmet kaphatnának. Ezek az erőforrás-védelmi vagy *ex lege* területeken kizárólag természetvédelmi indokkal (pl. rehabilitációjuk kapcsán) lehetne beavatkozásokat eszközölni, az EU Víz Keretirányelvének szigorú betartásával.

A hazai sűrű közúthálózzal és a közúti forgalom növekedésével összefüggő vidragázolások hívják fel a figyelmet erre a veszélyeztető tényezőre. Azokon a helyszíneken, ahol gyakori a vidragázolás, vidraátjárók kiépítése lenne szükséges. Néhány lehetséges megoldás a 29. mellékletben található.

Végül egy érdekességet említek. Angliában, ahol a honi gazdákat támogató, természetvédelmi alapokon álló támogatási rendszer működik, a halas gazdák végső esetben, egymástól "lopják" a vidrát. Ugyanis, ha bizonyítani tudják a szigorú és objektív terepi felülvizsgálatok alkalmával, hogy náluk megél vidra, akkor a kapott támogatás révén meg tudnak élni haltermelésből. Erdemes időben belátnunk, hogy a vidra a vizes élőhelyek kulcsfontosságú faja.

7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm a vizsgálatokban résztvevő Kollégák, közülük is különösen Dr. Sugár László, Lanszkiné Széles Gabriella és Orosz Enikő töretlenül lelkes közreműködését. Egyes fémek vizsgálatához Dr. Stagl József nyújtott segítséget. A kutatáshoz kiegyensúlyozott munkahelyi feltételeket Dr. Szendrő Zsolt tanszékvezető biztosított, amiért hálás vagyok.

Dr. Heltai Miklósnak, Dr. Körmendi Sándornak és Dr. Sugár Lászlónak köszönöm a kézirat lelkiismeretes áttanulmányozását, kritikai észrevételeiket, a segítőkéz és hasznos lektori tanácsaikat.

Az elmúlt években, a kézírataimon végzett angol nyelvi ellenőrzésekért köszönetemet fejezem ki Grace Yoxon, Deborah L. Moss és Dr. Jim Conroy számára.

A vidrák vizsgálatra történő átadásával nélkülözhetetlen segítséget nyújtottak a nemzeti parki munkatársak. Önzetlen munkájukat a vidrák nevében is köszönöm!

Köszönöm az oktató és kutató, a természetvédelem és a vadgazdálkodás területein dolgozó kollégáim és barátaim biztatását.

A vizsgálatokat az Országos Tudományos Kutatási Alap, az MTA Bolyai kutatói ösztöndíja és a Tudományos Életért Közalapítvány támogatta.

Köszönetemet fejezem ki a Somogy Megyei Múzeumok Igazgatóságának a tudománypártolásért, mellyel a régiókban született eredmények között a vidrára és élőhelyére vonatkozó tapasztalatok közkinccsé tételét fontosnak tartották. Külön köszönöm a Természettudományi Osztályon dolgozó munkatársaknak, Dr. Juhász Magdolnának, Nagy Lórántnak, Simon Miklósnénak és Zsoldos Virágnak az elmúlt évekbeli segítőkészségüket, valamint a Szerkesztő munkatársainak Kircz Katalinnak és Horváth Péternek a jelen kötetben való közreműködésüket. Hálásan köszönöm Dr. Ábrahám Leventének, a szerző munkáját legmesszebb menőkig megbecsülő, önzetlen, precíz és segítőkész szerkesztői munkáját, biztatását. Külön köszönöm, hogy a gazdasági nehézségek, valamint igazgatóhelyettesként szoros időbeosztása ellenére lehetőséget biztosított a természeti értékeink szélesebb körű megismertetésére törekvő Natura Somogyiensis sorozatban ennek a kötetnek a megjelentetéséhez.

A Családomnak külön köszönöm, hogy megértéssel és türelemmel (néha beletörődéssel) viselték, amikor – sokszor helyettük – vidrával foglalkoztam.

8. IRODALOM

- ÁBRAHÁM L. (Szerk.) 1992: A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet élővilága. - Dunántúli Dolgozatok (A) Természettudományi Sorozat pp. 375.
- ÁBRAHÁM L. (Szerk.) 2001: Somogy fauna katalógusa. - Natura Somogyiensis 1: 1-494.
- ÁBRAHÁM L. (Szerk.) 2003: A Látrányi puszta élővilága. - Natura Somogyiensis 5: 1-290.
- ÁBRAHÁM L. (Szerk.) 2005: Biomonitoring along the river Drava region, 2000-2004. Natura Somogyiensis 7: 1-207.
- ADÁMEK, Z., KORTAN, D., LEPIC, P., ANDREJI, J. 2003: Impacts of otter (*Lutra lutra*) predation on fish ponds: A study of fish remains at ponds in the Czech Republic. - *Aquaculture International* 11: 389-396.
- ALAM, M.K., MIRZA, M.R., MAUGHAN, O. 1995: Constraints and opportunities in planning for the wise use of natural resources in developing countries: examples of a hydropower project. - *Environment Conservation* 22: 352-358.
- ANDREWS, E., HOWELL, P., JOHNSON, K. 1993: Otter survey of Wales 1991. - The Vincent Wildlife Trust, London. pp. 92.
- ARRENDAL, J., WALKER, C.W., SUNDQVIST, A.K., HELLBERG, L., VILA, C. 2004: Genetic evaluation of an otter translocation program. - *Conservation Genetics* 5: 79-88.
- BEHL, S. 1998: Versuch einer Fischotterbestandserfassung im Nationalpark Müritz. - In: Reuther, C., Krüger, H.H. (Eds.) Abstracts 17th Mustelid Colloquium Hankensbüttel. p. 4.
- BEIER, L., TÖLGYESI, G. 1993: Der Fischotter – ein Umbekannter: Elektronische Beobachtungen. - In: Gutleb, A.C. (Ed.) Jahrestagung der Fischottergruppe Österreich, Bad Radkersburg.
- BEJA, P.R. 1992: Effects of freshwater availability on the summer distribution of otters *Lutra lutra* in the south-west coast of Portugal. - *Ecography* 15: 273-278.
- BEJA, P.R. 1995: Patterns of availability and use of resources by otters (*Lutra lutra*) in Southwest Portugal. - PhD Thesis, University of Aberdeen, Aberdeen pp. 171.
- BEJA, P.R. 1996: An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. - *Journal of Applied Ecology* 33: 1156-1170.
- BÉL, M. 1984: De piscatione Hungarica. - Vízügyi Dokumentációs Szolgáltató, Budapest. pp. 76.
- BERINKEY L. 1966: Halak - Pisces. - Akadémia Kiadó, Budapest. pp. 135.
- BETHLENFALVY E. 1934: Vadászlap - Szlovenszkói Vadászati Védegyelet Hivatalos Közlönye 8: 14.
- BIHARI Z., CSORBA G., HELTAI M. (szerk.) 2007: Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest. pp. 360.
- BITE 2006: Az európai vidra (*Lutra lutra*) Alsó-Duna-völgyi állományának monitorozása, 2006. - Kutatási jelentés. Baja Ifjúsági Természetvédelmi Egyesület (BITE), Baja. pp. 11.
- BLANDFORD, P.R.S. 1987: Biology of the polecat *Mustela putorius*: a literature review. - *Mammal Review* 17: 155-198.
- BLAS-ARITO, L. 1970: Vida y costumbres de los Mustélidos Espanoles. - Servicio de Pesca Continental, Casa y Parques Nacionales, Madrid. pp. 89.
- BLAS-ARITO, L. 1978: Informe sobre la situacion de la nutria (*Lutra lutra*) en Espana. - Otters. IUCN Publication New Series, Morges. 140-142. pp.
- BONESI, L. 2008: Developing a coordinated European system for the collection of data on otter road casualties. - Abstract Book of the European Otter Workshop, Moravske Toplice. p. 24.
- BOOKHOUT, T.A. (Szerk.) 1994: Research and management techniques for wildlife and habitats. - 5th Edition, The Wildlife Society, Bethesda. pp. 740.
- BORHIDI A., SÁNTA A. 1999: Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól I-II. - A KÖM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetetei, 6: pp. 759.
- BOWYER, T.R., BLUNDELL, G.M., BEN-DAVID, M., JEWETT, S.C., DEAN, T.A., DUFFY, L.K. 2003: Effects of the Exxon Valdez oil spill on river otters: injury and recovery of a sentinel species. - *Wildlife Monographs* No. 153. pp. 53.
- BROWN, L., MACDONALD, D.W. 1995: Predation on green turtle *Chelonia mydas* nests by wild canids at Akyatán Beach, Turkey. - *Biological Conservation* 71: 55-60.

- BROWN, R., FERGUSON, J., LAWRENCE, M., LEES, D. 1993: Federn, Spuren und Zeichen der Vögel Europas: Ein Feldführer. - Aula-Verlag, Wiesbaden. pp. 232.
- BRZEZIŃSKI, M., ROMANOWSKI, J., CYGAN, J.P., PABIN, P. 1996: Otter (*Lutra lutra*) distribution in Poland. - *Acta Theriologica* 41: 113-126.
- CAGNOLARO, L., ROSSO, D., SPAGNESI, M., VENTURI, B. 1995: Inchiesta sulla distribuzione della Lontra (*Lutra lutra* L.) in Italia e nei Cantoni Ticino e grigioni (Svizzera) 1971-1993. - *Ricerche di Biologia della Selvaggina* 63: 1-120.
- CARSS, D.N. 1995: Foraging behaviour and feeding ecology of the otter *Lutra lutra*: a selective review. - *Hystrix* 7: 179-194.
- CARSS, D.N., ELSTON, D.A. 1996: Errors associated with otter *Lutra lutra* faecal analysis. II. Estimating prey size distribution from bones recovered in spraints. - *Journal of Zoology* 238: 319-332.
- CARSS, D.N., ELSTON, D.A., MORLEY, H.S. 1998: The effects of otter (*Lutra lutra*) activity on spraint production and composition: implications for models which estimate prey-size distribution. - *Journal of Zoology* 244: 295-302.
- CARSS, D.N., KRUIK, H., CONROY, J.W.H. 1990: Predation on adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by otters *Lutra lutra* (L.), within the River Dee system, Aberdeenshire, Scotland. - *Journal of Fish Biology* 37: 935-944.
- CARSS, D.N., NELSON, K.C. (1998) Cyprinid prey remains in otter *Lutra lutra* faeces: some words of caution. - *Journal of Zoology* 245: 238-244.
- CARSS, D.N., PARKINSON, S.G. 1996: Errors associated with otter *Lutra lutra* faecal analysis. I. Assessing general diet from spraints. - *Journal of Zoology* 238: 301-317.
- CASSOLA, F. 1986: La Lontra in Italia. - WWF Italia, Serie Atti e Studi No. 5, Roma, pp. 135.
- CHANIN, P.R.F. 1985: The Natural History of Otters. - Croom Helm, London. pp. 179.
- CHANIN, P.R.F. 2003: Monitoring the otter *Lutra lutra*. *Conserving Natura 2000 rivers*. - *Monitoring Series* 10: 1-43.
- CHANIN, P.R.F., JEFFERIES, D.J. 1978: The decline of the otter *Lutra lutra* in Britain: an analysis of hunting records and discussion of causes. - *Biological Journal of the Linnean Society* 10: 305-328.
- CLAVERO, M., PRENDA, J., DELIBES, M. 2003: Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. - *Journal of Biogeography* 30: 761-769.
- CLAVERO, M., PRENDA, J., DELIBES, M. 2004: Influence of spatial heterogeneity on coastal otter (*Lutra lutra*) prey consumption. - *Annales Zoologici Fennici* 41: 1-11.
- CLAVERO, M., PRENDA, J., DELIBES, M. (2005): Amphibian and reptile consumption by otters (*Lutra lutra*) in a coastal area in southern Iberian Peninsula. - *Herpetological Journal* 15: 125-131.
- COLLARES-PEREIRA, M.J., COWS, I., RIBEIRO, F., RODRIGUES, J., ROGADO, L. 2000: Threats imposed by water resource developments schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River Basin in Portugal. - *Fisheries Management and Ecology* 7: 167-178.
- CONROY, J.W.H. 1995: Otters and oil spills - the impacts and the effects. - *Cahiers d'Ethologie* 15: 325-336.
- CONROY, J.W.H., FRENCH, D.D. 1987: The use of spraints to monitor populations of otters (*Lutra lutra* L.). - *Symposia of the Zoological Society of London* 58: 247-262.
- CONROY, J.W.H., CHANIN, P.R.F. 2002: The status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 19A: 24-48.
- CONROY, J.W.H., WATT, J., WEBB, J.B., JONES, A. 1993: A guide to the identification of prey remains in otter spraint. - *University of Bristol*. pp. 52.
- COPP, G.H., KOVAČ, V. 2003: Biometric relationship between body size and bone length in fish prey of the Eurasian otter *Lutra lutra*: chub *Leuciscus cephalus* and perch *Perca fluviatilis*. - *Folia Zoologica* 52: 109-112.
- COPP, G.H., ROCHE, K. 2003: Range and diet of Eurasian otters *Lutra lutra* (L.) in the catchment of the River Lee (south-east England) since re-introduction. - *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 65-76.
- CORBET, G.B., HARRIS, S. 1991: The handbook of British mammals. - Blackwell Scientific, Oxford. pp. 588.
- CORBET, G.B., HILL, J.E. 1991: A world list of mammalian species. - *Natural History Museum and Oxford University Press*, Oxford. pp. 243.
- CORTÉS, Y., FERNÁNDEZ-SALVADOS, R., GARCIA, F.J., VIRGÓS, E., LLORENTE, M. 1998: Changes in otter *Lutra lutra* distribution in Central Spain in the 1964-1995 period. - *Biological Conservation* 86: 179-183.
- COXON, K., CHANIN, P., DALLAS, J., SYKES, T. 1999: The use of DNA fingerprinting to study the population dynamics of otters (*Lutra lutra*) in southern Britain: A feasibility study. - *RD Technical Report TR W202*. *University of Exeter and University of Aberdeen*. pp. 123.

- CRAWFORD, A. 2003: Fourth otter survey of England 2000-2002. - Technical Report W1-061/TR. Environmental Agency, Bristol. pp. 88.
- CRAWFORD, A., JONES, A., MCNUTLY, J. 1979: Otter survey of Wales 1977-1978. - Society for the Promotion of Nature Conservation, Nettleham, Lincoln. pp. 70
- CSÁNYI, S. 2000: A ragadozók és az ember viszonyának változásai. Ragadozók: az ökológiai szerep és a vadgazdálkodási hatás ellentmondásai. - A Vadgazdálkodás Időszzerű Tudományos Kérdései 1: 7-15.
- CSORBA, G., PECSENYE, K. 1997: Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszerek X. Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása. - Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. pp. 47.
- DALLAS, J.F., BACON, P.J., CARSS, D.N., CONROY, J.W.H., GREEN, R., JEFFERIES, D.J., KRUIK, H., MARSHALL, F., PIERTNEY, S.B., RACEY, P.A. 1999: Genetic diversity in the Eurasian Otter, *Lutra lutra*, in Scotland. Evidence from Microsatellite polymorphism. - Biological Journal of the Linnean Society 68: 73-86.
- DALLAS, J.F., CARSS, D.N., MARSHALL, F., KOEPFLI, K.P., KRUIK, H., PIERTNEY, S.B., BACON, P.J. 2000: Sex identification of the Eurasian otter *Lutra lutra* by PCR typing of spraints. - Conservation Genetics 1: 181-183.
- DALLAS, J.F., COXON, K.E., SYKES, T., CHANIN, P.R.F., MARSHALL, F., CARSS, D.N., BACON, P.J., PIERTNEY, S.B., RACEY, P.A. 2003: Similar estimates of population genetic composition and sex ratio derived from carcasses and faeces of Eurasian otter *Lutra lutra*. - Molecular Ecology 12: 275-282.
- DALLAS, J.F., MARSHALL, F., PIERTNEY, S.B., BACON, P.J., RACEY, P.A. 2002: Spatially restricted gene flow and reduced microsatellite polymorphism in the Eurasian otter *Lutra lutra* in Britain. - Conservation Genetics 3: 15-29.
- DALLAS, J.F., PIERTNEY, S.B. 1998: Microsatellite primers for the Eurasian otter. - Molecular Ecology 7: 1248-1251.
- DEBROT, S., FIVAZ, G., MERMOD C, WEBER, J.-M. 1982: Atlas des poils des mammifères d'Europe. - Institut de Zoologie, Neuchâtel. pp. 208.
- DELIBES, M. 1990: La nutria (*Lutra lutra*) en España. - Serie Técnica. ICONA, Madrid. pp. 198.
- DELIBES M., FERRERAS P., BLÁZQUEZ C.M. 2000: Why the Eurasian otter (*Lutra lutra*) leaves a pond? An observational test of some predictions on prey depletion. - Revue d'Ecologie: La Terre et la Vie 55: 57-65.
- DELY O.GY. 1983: Hüllők-Reptília. - Magyarország Állatvilága XX. kötet, Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 120.
- DEMETER A., KOVÁCS GY. 1991: Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. - Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 273.
- DUBUC, L.J., OWEN, R.B., KROHN, W.B., SCHELL, C.J. 1991: Foods and distribution of river otters on Mount Desert Island, Maine. - Transactions of the Northeast Section the Wildlife Society 48: 104-112.
- DULFER, R., FOERSTER, K., ROCHE, K. 1998: Habitat use, home range and behaviour. - In: Dulfer, R., Roche, K. (Eds.) First Phase Report of the Trebon Otter Project. Council of Europe Publishing, vol 93. Strasbourg. pp. 31-46.
- DURBIN, L.S. (1996a) Some changes in the habitat use of a free-ranging female otter *Lutra lutra* during breeding. - Journal of Zoology 240: 761-764.
- DURBIN, L.S. 1996b: Individual differences in spatial utilization of a river system by otters *Lutra lutra*. - Acta Theriologica 41: 137-147.
- ÉHÍK GY. 1932: A vidra hazai elterjedéséről és fogásmódjáról. - Nimród Vadászújság 20: 246.
- ELMEROS, M., MADSEN, A.B. 1999: On the reproduction biology of otters (*Lutra lutra*) from Denmark. - Zeitschrift für Säugetierkunde 64: 193-200.
- ELMEROS, M., HAMMERSHØJ, M., MADSEN, B.O., SØGAARD, B. 2006: Recovery of the otter *Lutra lutra* in Denmark monitored by field surveys and collection of carcasses. - Hystrix Italian Journal of Mammalogy 17: 17-28.
- ERLINGE, S. 1967a: Food habits of the fish-otter *Lutra lutra* L. in south Swedish habitats. - Viltrevy 4: 371-443.
- ERLINGE, S. 1967b: Home range of the otter *Lutra lutra* L. in southern Sweden. - Oikos 18: 186-209.
- ERLINGE, S. 1968a: Territoriality of the otter *Lutra lutra* L. - Oikos 19: 81-98.
- ERLINGE, S. 1968b: Food studies on captive otters (*Lutra lutra* L.). - Oikos 19: 259-270.
- ERLINGE, S. 1969: Food habits of the otter *Lutra lutra* L. and the mink *Mustela vison* Schreber in a trout water in southern Sweden. - Oikos 20: 1-7.
- ERLINGE, S. 1971: The situation of the otter population in Sweden. - Viltrevy 8: 379-397.
- ERLINGE, S. 1972: Interspecific relations between otter *Lutra lutra* and mink *Mustela vison* in Sweden. - Oikos 23: 327-335.

- ERLINGE, S. 1972: The situation of the otter population in Sweden. - *Viltrevy* 8: 379-397.
- ESTES, J.A. 1989: Adaptation for aquatic living by carnivores. In: *Carnivore Behaviour, Ecology, and Evolution*: 242-282. Gittleman, J. L. (Ed.). - Ithaca, New York: Cornell University Press.
- FARAGÓ S. (Szerk) 2002: Vadászati állattan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 496.
- FARKAS, B. 2000: The European pond turtle *Emys orbicularis* (L) in Hungary. *Staphia* 69: 127-132.
- FEHLBERG, U.H.W., BLEW, J. 1998: Fischotter. - *Jagd und Naturschutz – Jahresbericht 1997/1998*, Kiel, pp. 34-35.
- FERNANDEZ-MORAN, J., SAAVEDRA, D., MANTECA-VILNOVA, X. 2002: Reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in northeastern Spain: Trapping, handling and medical management. - *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 3: 222-227.
- FORTIN, C., BEAUCHAMP, G., DANSEREAU, M., LARIVIÈRE, N., BÉLANGER, D. 2001: Spatial variation in mercury concentrations in wild mink and river otter carcasses from the James Bay Territory, Québec, Canada. - *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40: 121-127.
- FRANTZ, A.C. 2004: Non-invasive genetic typing in the study of badger (*Meles meles*) ecology. - PhD Dissertation, University of Sussex. pp. 156.
- FRITZ, U. 2001: *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) - Europäische Sumpfschildkröte. - In Fritz, U. (Hrsg.): *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 3/III: Schildkröten I. Wiebelsheim (Aula) pp. 343-515.
- FRITZ, U. 2004: Die Europäische Sumpfschildkröte. - Bielefeld: Laurenti-Verlag. pp. 224.
- GARCIA, P., AYRES, C. 2007: Depredación masiva de la nutria (*Lutra lutra*) sobre el galápagos leproso (Mauremys leprosa). - *Munibe* 25: 33-49.
- GEIDESIS, L.C. 2002: Diet of otters (*Lutra lutra*) in relation to prey availability in a fish pond area in Germany. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 19A: 72-76.
- GERA P. 2004: Vidrakönyv. - Alapítvány a Vidrákért, Budapest. pp. 292.
- GÓRECKI, A. 1965: Energy values of body in small mammals. - *Acta Theriologica* 23: 333-352.
- GOUDET, J. 1995: FSTAT (version 1.2): A computer program to calculate F-statistics. - *Journal of Heredity* 86: 485-486.
- GOURVELOU, E., PAPAGEORGIOU, N., NEOPHYTOU C. 2000: Diet of the otter *Lutra lutra* in lake Kerkini and stream Milli-Aggistro, Greece. - *Acta Theriologica* 45: 35-44.
- GREEN, J., GREEN, R. 1980: Otter survey of Scotland 1977-79. - Vincent Wildlife Trust, London, pp. 46.
- GREEN, J., GREEN, R., JEFFERIES D.J. 1984: A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on a Perthshire river system. - *Lutra* 27: 85-145.
- GROGAN, A., PHILCOX, C., MACDONALD, D. 2001: Nature conservation and roads: advice in relation to otters. - Russell Brookes Print Ltd., Redditch. pp. 105.
- GROHMANN, O., KLENKE, R. 1996: Farbmarkierte Nahrung. Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen. - Radebeul, pp. 30-32.
- GROVE, R.A., HENNY, C.J. online 2008: Environmental contaminants in male river otters from Oregon and Washington, USA, 1994-1999. - *Environmental Monitoring and Assessment* 145: 49-73.
- GUTLEB, A.C. 1994: Todesursachenforschung Fischotter: Grundlagen für ein Schutzkonzept von *Lutra lutra* L. 1758. - *Forschungsbericht Fischotter* 2: 12-25.
- GUTLEB, A.C. 1995: Umweltkontaminanten und Fischotter in Österreich. Eine Risikoabschätzung für *Lutra lutra* (L., 1758). - Dissertation. Veterinärmedizinischen Universität Wien. pp. 219.
- GUTLEB, A.C. 2000: The role of pollutants in the decline of the otter. - *Journal of the International Otter Survival Fund* 1: 29-40.
- GUTLEB, A.C., KRANZ, A., NECHAY, G., TOMAN, A. 1998: Heavy metal concentrations in livers and kidneys of the otter (*Lutra lutra*) from Central Europe. - *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 60: 273-279.
- HÁJKOVÁ, P., PERTOLDI, C., ZEMANOVÁ, B., ROCHE, K., HÁJEK, B., BRYJA, J., ZIMA, J. 2007: Genetic structure and evidence for recent population decline in Eurasian otter populations in the Czech and Slovak Republics: implications for conservation. - *Journal of Zoology* 272: 1-9.
- HALBROOK, R.S., JENKINS, J.H., BUSH, P.B., SEABOLT, N.D. 1994: Sublethal concentrations of mercury in river otters: monitoring environmental contamination. - *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27: 306-310.
- HANSEL, H.C., DUKE, S.D., LOFY, P.T., GRAY, G.A. 1988: Use of diagnostic bones to identify and estimate original length of ingested prey fishes. - *Trans. American Fishery Society* 117: 55-62.

- HANSEN, M.H., JACOBSEN, L. 1999: Identification of mustelid species: otter (*Lutra lutra*), American mink (*Mustela vison*) and polecat (*Mustela putorius*), by analysis of DNA from faecal samples. - *Journal of Zoology* 247: 177-181.
- HARDING, L., ELLIOTT, J. 1996: Contaminants and biological measurements in mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lontra canadensis*). *Proceedings of Dioxin '96*. - Conference, Amsterdam, pp. 23.
- HARKA Á, SALLAI Z. 2004: Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató. - Pauker Nyomda, Budapest. pp. 269.
- HARNA, G. 1993: Diet composition of the otter *Lutra lutra* in the Bieszczady Mountains, south-east Poland. - *Acta Theriologica* 38: 167-174.
- HARRIS, C.J. 1968: Otters: a study of recent Lutrinae. - Weindenfeld and Nicholson, London. pp. 397.
- HAUER, S., ANSORGE, H., ZINKE, O. 2000: A long-term analysis of age structure of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. - *Mammalian Biology* 65: 360-368.
- HAUER, S., ANSORGE, H., ZINKE, O. 2002a: Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. - *Journal of Zoology* 256: 361-368.
- HAUER, S., ANSORGE, H., ZINKE, O. 2002b: Reproductive performance of otters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Eastern Germany: low reproduction in a long-term strategy. - *Biological Journal of the Linnean Society* 77: 329-340.
- HEGGBERGET, T. 1984: Age determination in the European otter *Lutra lutra*. - *Zeitschrift für Säugetierkunde* 49: 299-305.
- HEGGBERGET, T., CHRISTENSEN, H. 1994: Reproductive timing in Eurasian otters on the coast of Norway. - *Ecography* 17: 339-348.
- HELTAI M. 2002: Emlős ragadozók magyarországi helyzete és elterjedése. - Doktori disszertáció. Szent István Egyetem, Gödöllő. pp. 177.
- HELTAI M., LEHOCZKI R., MÁRKUS M., SZABÓ L. 2007: A vadgazdálkodás, vadászat szempontjából fontos emlős ragadozók és ragadozó madarak hosszú távú, országos, kérdőíves adatgyűjtésen alapuló monitorozása. - Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő.
- HELTAI M., SZEMETHY L., LEHOCZKY R. 2002: A vidra elterjedése Magyarországon 1990 és 2001 között. - *Vadbiológia* 9: 100-106.
- HERMAN O. 1887: A magyar halászat könyve (I-II). - A Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest. pp. 874.
- HERTWECK, K. 1998: Individuelle Spurenanalyse – eine geeignete Methode zur Abschätzung der Populationsdichte beim Fischotter (*Lutra lutra*)? - *Proceedings of the 16th Mustelid Colloquium, Aarhus*. pp. 19-20.
- HILTON-TAYLOR, C. (2000): 2000 IUCN Red List of Threatened Species. - IUCN Gland.
- HODL-ROHN, I. (1974) Über Vorkommen und Verhalten des Eurasischen Otters, *Lutra lutra* (Linné, 1758), im Bereich des Bayerischen Waldes. - *Säugetierkundliche Mitteilungen* 22: 1-28.
- HOLMQUIST, J.G., SCHMIDT-GENGEBACH, J.M., YOSHIOKA, B. 1996: High dams and marine-freshwater linkages: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. - *Conservation Biology* 12: 621-630.
- HORVÁTH GY. 2006: A természetvédelmi célú terepi adatgyűjtés módszertani alapjai. - *Naturinfo Bt., Kaposvár*. pp. 99.
- HORVÁTH, GY. 1999: A Dráva felső szakaszának térségére, emlős objektumokra (Mammalia) kidolgozott monitorozási terv. *Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs*. pp. 60
- HUNG, C.M., LI, S.H., LEE, L.L. 2004: Faecal DNA typing to determine the abundance and spatial organisation of otters (*Lutra lutra*) along two stream systems in Kinmen. - *Animal Conservation* 7: 301-311.
- IVÁNYI I., LEHMANN A. 2002: A Duna-Dráva Nemzeti Park. - *Mezőgazda Kiadó, Budapest*. pp. 406.
- JACOBSEN, L., HANSEN, H.-M. 1996: Analysis of otter *Lutra lutra* spraints: Part 1: Comparison of methods to estimate prey proportions; Part 2: Estimation of the size of prey fish. - *Journal of Zoology* 238: 167-180.
- JEDRZEJEWSKA, B., JEDRZEJEWSKI, W. 1998: Predation in Vertebrate Communities. The Bialowieza Primeval Forest as a case study. - Springer, Berlin Heidelberg New York. pp. 450.
- JEDRZEJEWSKA, B., SIDOROVICH, V. E., PIKULIK, M. M., JEDRZEJEWSKI, W. 2001: Feeding habits of the otter and the American mink in Bialowieza Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. - *Ecography* 24: 165-180.
- JEFFERIES, D.J. 1980: Suggested Programme of Research Nature Conservation Council, Shrewsbury. pp. 71-72.
- JEFFERIES, D.J. 1986: The value of otter *Lutra lutra* surveying using spraints: an analysis of its successes and problems in Britain. - *Otters, Journal of Otter Trust* 1: 25-32.
- JEFFERIES, D.J. 1997: The changing status of the otter in the British Isles as revealed by spraint surveys. - *The Vincent Wildlife Trust Review of 1996. The Vincent Wildlife Trust, London*. pp. 19-23.

- JEFFERIES, D.J., HANSON, H.M. 2001: The role of dieldrin in the decline of the otter (*Lutra lutra*) in Britain: the analytical data. - *Journal of the International Otter Survival Fund* 1: 95-144.
- JENKINS, D. 1980: Ecology of otters in northern Scotland: I. otter (*Lutra lutra*) breeding and dispersion in mid-Deeside, Aberdeenshire, in 1974-79. - *Journal of Animal Ecology* 49: 713-735.
- JENSEN, A. 1964: Odderen i Danmark. - *Danske Vildtundersogelser* 1: 1-48.
- JENSEN, S., KIHLMSTROM, J.E., OLSSON, M., LUNDBERG, C., ORBERG, J. 1977: Effects of PCB and DDT on mink (*Mustela vison*) during the reproductive season. - *Ambio* 6: 239.
- JORGA, W., STUBBE, A., SCHIPKE, R. 1989: Beitrage zur Reproduktion und Aktivitat des Fischotters *Lutra lutra* (L., 1758) im Tiergarten Hoyerswerda und im Lausitzer Teichgebiet. - *Martin-Luther Universitat, Halle-Wittenberg* pp. 155-180.
- JUHÁSZ M. 1996a: Actual vegetation map of the Barcs Nature Reserve in 1985 (Hungary). - *Proceedings „Research, conservation, management” Conference, Aggtelek*. I: 323-328.
- JUHÁSZ M. 1996b: Changes in the flora of the Barcs Nature Reserve (Hungary). - *Proceedings „Research, conservation, management” Conference, Aggtelek*. I: 329-335.
- JUHÁSZ M. 2007: A barcsi Borókás növényzete. - In: Ábrahám L., Juhász M. (Szerk.) *Somogyi Múzeumok Közleményei Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár*. 17/B: 123-146.
- JUHÁSZ M. 1998: A Duna-Dráva Nemzeti Park részletes botanikai felmérése. *Somogy megyei szakasz 3. Lankóci erdő*. - *Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság, Pécs*. (kézirat)
- JUHÁSZ M. 2004: A somogyi Dráva árter növényzete. - In: Sallai Z. (Szerk.) *A drávai táj természeti értékei. Nimfea Tanulmánykötetek* 3: 20-28.
- JUHÁSZ, M., DÉNES, A. 2006: Biomonitoring of alder swamp forests. - *Natura Somogyiensis* 9: 39-45.
- JUHÁSZ M. 2007: A Barcsi Borókás növényzete. - *Somogyi Múzeumok Közleményei* 17: 123-146.
- JUHÁSZ M. 2005: A Barcsi Borókás vegetációja és természetes erdőátársulásainak fitocönológiai elemzése. - *PhD értekezés, Pécsi Tudományegyetem, Pécs*. pp. 96.
- KALZ, B., JEWGENOW, K., FICKEL, J. 2006: Structure of an otter (*Lutra lutra*) population in Germany – results of DNA and hormone analyses from faecal samples. - *Mammalian Biology* 71: 321-335.
- KASZA F., MARIÁN M. 2001: A Baláta-láp és gerinces állatvilága, különös tekintettel a madarakra. - *Natura Somogyiensis* 2: 1-96.
- KAUHALA, K. 1996: Distributional history of the American mink (*Mustela vison*) in Finland with special reference to trends in otters (*Lutra lutra*) populations. - *Annales Zoologici Fennici* 33: 283-291.
- KEMENES I. 1988: Egy fokozottan védett ragadozó a vidra (*Lutra lutra*) magyarországi elterjedésének és táplálkozásának vizsgálata. - *I. Magyar Ökológus Kongresszus, Előadástípusok és poszter összefoglalók, Budapest*. pp. 92.
- KEMENES, K.I. 1991: Otter distribution, status and conservation problems in Hungary. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 6: 20-23.
- KEMENES K.I. 1993: Egy védett ragadozó, a vidra (*Lutra lutra*) elterjedése, táplálkozása és az ezeket befolyásoló tényezők Magyarországon. - *Kandidátusi értekezés, ELTE, Budapest*. pp. ..
- KEMENES K.I. (Szerk.) 2005: Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője. - *Fővárosi Állat és Növénykert, Budapest*. pp. 104.
- KEMENES, K.I., DEMETER, A. 1994: Uni- and multivariate analyses of the effects of environmental factors on the occurrence of otters (*Lutra lutra*) in Hungary. - *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* 86: 139-143.
- KEMENES, K.I., DEMETER, A. 1995: A predictive model of the effect of environmental factors on the occurrence of otters (*Lutra lutra* L.) in Hungary. - *Hystrix* 7: 209-218.
- KEMENES K.I., LANSZKI J., NAGY D. 2005: Amit a vidráról tudni érdemes. - In: Kemenes K.I. (Szerk.) *Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője. Fővárosi Állat és Növénykert, Budapest*. pp. 13-26.
- KEMENES, I., NECHAY, G. 1990: The food of otters *Lutra lutra* in different habitats in Hungary. - *Acta Theriologica* 35: 17-24.
- KERÉNYI A. 2003: *Európa környezet- és természetvédelme*. - *Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest*. pp. 534.
- KING, C.M. 1990: *The natural history of weasels and stoats*. - *Ithaca, Cornell University Press, New York*. pp. 253.
- KLOSOWSKI, J. 1999: Otter *Lutra lutra* predation in cyprinid-dominated habitats. - *Zeitschrift für Säugetierkunde* 64: 201-209.
- KLOSOWSKI, J., GRENDL, A., WRONKA, M. 2000: The use of fish bones of three farm fish species in diet analysis of the Eurasian otter, *Lutra lutra*. - *Folia Zoologica* 49: 183-190.
- KNOLLSEISEN, M. 1996: *Fischbestimmungsatlas, als Grundlage für nahrungsökologische Untersuchungen*. - *Boku-Reports on Wildlife Research and Game Management, Wien*. pp. 94.

- KOHN, M.H., WAYNE, R.K. 1997: Facts from feces revisited. - *Tree* 12: 223-227.
- KOŠČO, J., KOŠUTH, P., URBAN, P. 2000: Unusual diet of otter (*Lutra lutra* L.) from the Zagyva River catchment in northern Hungary. - *Vydra* 9-10: 15-18.
- KOTENKO, T. 2000: The European pond turtle *Emys orbicularis* (L.) in the steppe zone of the Ukraine. - *Stapfia* 69: 87-106.
- KÖRMENDI S. 2001: Zooplankton vizsgálatok a Baláta tó különböző élőhelyein. - *Hidrológiai Közlöny* 5-6: 399-400.
- KÖRMENDI S., ÁBRAHÁM L., FENYŐSI L., KORSÓS Z., LANSZKI J. 2002: Somogy megyei lápos területek vízminőségi és zoológiai vizsgálata. Beszámoló kutatási jelentés. - *Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest*. pp. 1-95.
- KRANZ, A. 1995: On the ecology of otters in central Europe. - *Dissertation University of Agriculture, Vienna*. pp.142.
- KRANZ, A. 2000: Otters (*Lutra lutra*) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation? - *Mammalia* 64: 357-368.
- KREBS, C.J. 1989: *Ecological Methodology*. - Harper Collins, New York. pp. 654.
- KRUUK, H. 1995: Wild otters. Predation and populations. - Oxford University Press, Oxford. pp. 290.
- KRUUK, H. 2006: Otters. Ecology, Behaviour and Conservation. - Oxford University Press, Oxford. pp. 280.
- KRUUK, H., CARSS, D.N., CONROY, J.W.H., DURBIN, L. 1993: Otter (*lutra lutra*) numbers and fish productivity in rivers in N.E. Scotland. - *Symposia of the Zoological Society of London* 65: 171-191.
- KRUUK, H., CONROY, J.W.H. 1987: Surveying otter *Lutra lutra* populations: a discussion of problems with spraints. - *Biological Conservation* 41: 179-183.
- KRUUK, H., CONROY, J.W.H. 1991: Mortality of Otters (*Lutra lutra*) in Shetland. - *Journal of Applied Ecology* 28: 83-94.
- KRUUK H., CONROY J. W. H., GLIMMERWEEN U., OUWERKERK E. J. 1986: The use of spraints to survey populations of otters *Lutra lutra*. - *Biological Conservation* 35: 187-194.
- KRUUK, H., CONROY, J.W.H., MOORHOUSE, A. 1987: Seasonal reproduction, mortality and food of otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. - *Symposia of the Zoological Society of London* 58: 263-278.
- KRUUK, H., CONROY, J.W.H., MOORHOUSE, A. (1991) Recruitment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. - *Journal of Applied Ecology* 28: 95-101.
- KRUUK, H., MOORHOUSE, A. 1990: Seasonal and spatial differences in food selection by otters (*Lutra lutra*) in Shetland. - *Journal of Zoology* 221: 621-637.
- KRUUK, H., MOORHOUSE, A. 1991: The Spatial Organisation of Otters (*Lutra lutra*) in Shetland. - *Journal of Zoology* 224: 41-57
- KRUUK, H., MOORHOUSE, A., CONROY, J.W.H., DURBIN, L., FREAR, S. 1989: An estimate of numbers and habitat preference of otters *Lutra lutra* in Shetland, U.K. - *Biological Conservation* 49: 241-254.
- KRUUK, H., WANSINK, D., MOORHOUSE, A. 1990: Feeding patches and diving success of otters, *Lutra lutra*, in Shetland. - *Oikos* 57: 68-72.
- LABES, R., LABES, S. LABES, H. 1991: Der Fischotterbestand (*Lutra lutra* L.) des Einzugsgebietes der Warnow (Mecklenburg) im Winter 1991. - *Schutz des Fischotters*. Postdam. pp. 22-27.
- LAFONTAINE, L. 1993: Distribution of *Lutra lutra* in Brittany and first preventive measures against road traffic. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 8: 37-39.
- LAFONTAINE, L. 1995: Contribution à la connaissance de la contamination des milieux aquatiques en France par les PCBs, les insecticides organochlorés et les métaux lourds, à partir d'un échantillon de 24 spécimens de loutre d'Europe *Lutra lutra* L. originaires des Bassins Loire-Bretagne, Adour-Garonne et Seine-Normandie. de l'Environment and Agence de l'Eau Loire-Bretagne.
- LAKATOS K. 1990: A vidra biztos fogásmódja. - *Halászat* 1: 37-39.
- LÁNG E., TÖRÖK K. 1997: Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III. - Magyar Természettudományi Múzeum. Budapest. pp. 148.
- LANGELLA, O. 1999: Populations 1.2.28 software (<http://www.prs-gif.fr>).
- LANSZKI J. 2002: Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. - Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár, *Natura Somogyiensis* 4: 1-177.
- LANSZKI J. 2004a: A vidra (*Lutra lutra*) biomonitorozása a Dráva somogyi szakaszán (2000-2002). - *Természetvédelmi Közlemények* 11: 613-622.
- LANSZKI, J. 2004b: Diet of badgers living in a deciduous forest in Hungary. *Zeitschrift für Säugetierkunde - Mammalian Biology* 69: 354-358.
- LANSZKI, J. 2005a: Otter monitoring between 2000 and 2004 in the Drava region (Hungary). - *Natura Somogyiensis* 7: 169-178.

- LANSZKI J. 2005b: Vidra (*Lutra lutra*) populációk dinamikájának és diverzitásának genetikai analízise mikroszatellit polimorfizmus alapján. - OTKA zárójelentés, Kaposvári Egyetem, Kaposvár. pp. 19.
- LANSZKI J. 2007a: Vidrák a Dráva mentén. Útmutató a vidraállomány felméréséhez és élőhelyének értékeléséhez. - Kaposvári Egyetem, Kaposvár. pp. 35.
- LANSZKI J. 2007b: Automata képkészítés lehetőségei emlőstani vizsgálatokban. - In: Ábrahám L., Juhász M. (Szerk.) Somogyi Múzeumok Közleményei - B Természettudomány 17: 207-214.
- LANSZKI J. 2008a: A vidra elterjedése és az előfordulást befolyásoló tényezők vizsgálata a Duna alsó szakasza mentén. - *Natura Somogyiensis* 12: 191-202.
- LANSZKI J. 2008b: A vidra elterjedése és az előfordulását befolyásoló tényezők vizsgálata a Kapos folyó vízgyűjtőjén. - *Természetvédelmi Közlemények* 14: 61-73.
- LANSZKI, J. 2008c: Genetic structure of otters *Lutra lutra* from two fishpond systems. - In Hungary Book of abstracts, 26th Mustelid Colloquium, ELTE, Budapest. pp. 39.
- LANSZKI J., HELTAI M. 2005: Fajmegőrzési Tervek - Vidra (*Lutra lutra*). - KvVM Természetvédelmi Hivatal. Budapest. pp. 62. (nem publikált kézirat).
- LANSZKI J., HIDAS A., SZENTES K., RÉVAY T., LEHOCZKY I., WEISS S. (2005): Magyarországi vidrapopulációk genetikai vizsgálatának előzetes eredményei. - III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger. p. 153.
- LANSZKI, J., HIDAS, A., SZENTES, K., RÉVAY, I., LEHOCZKY, I., WEISS, S. 2008a: Relative spraint density and genetic structure of otter (*Lutra lutra*) along the Drava River in Hungary. - *Mammalian Biology* 73: 40-47.
- LANSZKI J., HIDAS A., SZENTES K., RÉVAY T., LEHOCZKY I., WEISS S., JENEY Zs., MOLNÁR T. 2008: Vidrapopulációk genetikai struktúrája két hazai halastórendszeren. - *Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas*. p. ...
- LANSZKI, J., HIDAS, A., SZENTES, K., RÉVAY, T., LEHOCZKY, I., JENEY, Zs., WEISS, S.: Genetic structure of otter (*Lutra lutra*) populations from two fishpond systems in Hungary - *Mammalian Biology* (in press)
- LANSZKI, J., KÖRMENDI, S. 1996: Otter diet in relation to fish availability in a fish pond in Hungary. - *Acta Theriologica* 41: 127-136.
- LANSZKI, J., KÖRMENDI, S. 2000: Diet of a Carnivora community living at Boronka Nature Conservation Area, in Somogy county. - *Somogyi Múzeumok Közleményei* 14: 375-382.
- LANSZKI, J., KÖRMENDI, S., HAN CZ, C., MARTIN, T.G. 2001: Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters (*Lutra lutra*) living by eutrophic fish ponds. - *Journal of Zoology* 255: 97-103.
- LANSZKI J., KÖRMENDI S., HAN CZ CS. 1999: Élőhelyi változások hatása vidrák táplálkozási szokásaira, élőhely használatára és állományalakulására - egy halastavon. - *Halászatfejlesztés* 21: 58-67.
- LANSZKI, J., KÖRMENDI, S., HAN CZ, Cs., ZALEWSKI, A. 1999: Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. - *Acta Theriologica* 44: 429-442.
- LANSZKI, J., MOLNÁR, M., MOLNÁR, T. 2006: Factors affecting the predation of otter (*Lutra lutra*) on European pond turtle (*Emys orbicularis*). - *Journal of Zoology* 270: 219-226.
- LANSZKI, J., MOLNÁR, T. 2003: Diet of otters in three different habitats in Hungary. - *Folia Zoologica* 52: 378-388.
- LANSZKI J., NAGY D., SUGÁR L., OROSZ E., GAÁLNÉ-DARIN E., NECHAY G., HIDAS A. 2003: A vidra post mortem vizsgálatának hazai, előzetes eredményei. - *Vadbiológia* 10: 92-97.
- LANSZKI, J., OROSZ, E., SUGÁR, L. 2009: Metal levels in tissues of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from Hungary: variation with sex, age, condition and location. - *Chemosphere* 74: 741-743.
- LANSZKI, J., PALLOS, S.Zs., NAGY, D., YOXON, D. 2007: Diet and fish choice of Eurasian otters (*Lutra lutra* L.) in fish wintering ponds in Hungary. - *Aquaculture International* 15: 393-402.
- LANSZKI, J., SALLAI, Z. 2006: Comparison of the feeding habits of Eurasian otters on a fast flowing river and its backwater habitats. - *Mammalian Biology* 71: 336-346.
- LANSZKI J., SUGÁR L., OROSZ E. 2007: Hazai vidrák morfológiai jellemzői és elhullási okai post mortem vizsgálat alapján. - *Állattani Közlemények* 92: 67-76.
- LANSZKI, J., SUGÁR, L., OROSZ, E., NAGY, D. 2008: Biological data from post mortem analysis of otters in Hungary. - *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 201-212.
- LANSZKI J., SUGÁR L., OROSZ E., SZÉLES L.G. 2006: Hazai vidrák kondíciója és táplálék-összetétele post mortem vizsgálat alapján. - *Halászatfejlesztés* 31: 147-153.
- LANSZKI, J., SZÉLES L. G. 2006: Feeding habits of otters on three moors in the Pannonian ecoregion (Hungary). - *Folia Zoologica* 55: 358-366.
- LANSZKI J., SZÉLES L. G. Vidrák táplálék-összetétele felhagyott halastó- és bányató rendszeren. (kézirat).

- LANSZKI, J., SZÉLES, L.G., YOXON, G. 2009: Diet composition of otters (*Lutra lutra* L.) living on small water-courses in southwestern Hungary. - *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 55: 293-306.
- LANSZKI, J., ZALEWSKI A., HORVÁTH GY. 2007: Comparison of red fox and pine marten food habits in a deciduous forest. - *Wildlife Biology* 13: 258-271.
- LASKOWSKI, R. 1991: Are the top carnivores endangered by heavy metal biomagnification? - *Oikos* 60: 387-390.
- LEANIZ, G.G., FORMAN, D.W., DAVIES, S., THOMSON, A. 2006: Non-intrusive monitoring of otters (*Lutra lutra*) using infrared technology. - *Journal of Zoology* 270: 577-584.
- LENGYEL SZ. 1998: Kitekintés a vízlépcsők biológiai szakirodalmára. - *Természetvédelmi Közlemények* 7: 19-32.
- LENTON, E.J., CHANIN, P.R.F., JEFFRIES, D.J. 1980: Otter survey of England 1977-79. - *Nature Conservancy Council, London*. pp. 75.
- LEVINS, R. 1968: *Evolution in changing environment*. Princeton University Press, Princeton. pp. 120.
- LIERS, E.E. 1951: Notes on the river otter (*Lutra canadensis*). - *Journal of Mammalogy* 32: 1-9.
- LIGON, D.B., REASOR, J. 2007: Predation on alligator snapping turtles (*Macrochelys temminckii*) by northern river otters (*Lutra canadensis*). - *Southwestern Naturalist* 52: 608-610.
- LODÉ, T. 1996: Polecat predation on frogs and toads at breeding sites in western France. - *Ethology, Ecology and Evolution* 8: 115-124.
- LUCCHINI, V., GALOV, A., RANDI, E. 2004: Evidence of genetic distinction and long-term population decline in wolves (*Canis lupus*) in the Italian Apennines. - *Molecular Ecology* 13: 523-536.
- LUTRA 2008: Catching the otters with photograp. Abstract Book of the 2008 European Otter Workshop, Slovenia, Moravske Toplice. pp. 25.
- MACDONALD, D.W., BROWN, L., YERLI, S., CANBOLAT, A.F. 1994: Behaviour of red foxes, *Vulpes vulpes*, caching eggs of loggerhead turtles, *Caretta caretta*. - *Journal of Mammalogy* 75: 985-988.
- MACDONALD, S.M. 1983: The status of otter (*Lutra lutra*) in the British Isles. - *Mammal Review* 13: 11-23.
- MACDONALD, S.M., MASON, C.F. 1976: The status of the otter (*Lutra lutra* L.) in Norfolk. - *Biological Conservation* 9: 119-124.
- MACDONALD, S.M., MASON, C.F. 1994: Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western palaeartic. - *Council of Europe, Strasbourg*. 67, pp. 54.
- MADSEN, A.B. 1994: Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg – en vejledning. - *Datagraf Auning As*. pp. 13.
- MADSEN, A.B. 1996: Otter *Lutra lutra* mortality in relation to traffic, and experience with newly established fauna passages at existing road bridges. - *Lutra* 39: 76-90.
- MADSEN, A.B. 1998: Faunapassager i forbindelse med mindre vejanlæg – en vejledning. - *Faglig rapport fra DMU*. pp. 15.
- MADSEN, A.B., DIETZ, H.H., HENRIKSEN, P., CLAUSEN, B. 1991: Survey of Danish free living otters *Lutra lutra* – A consecutive collection and necropsy of dead bodies. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 16: 65-75.
- MADSEN, A.B., DIETZ, H.H., HENRIKSEN, P., CLAUSEN, B. 1999: Survey of Danish Free living otters *Lutra lutra* – a consecutive collection and necropsy of dead bodies. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 16: 1-9.
- MAGALHÃES, M. F., BEJA, P., CANAS, C., COLLARES-PEREIRA, M. J. 2002: Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. - *Freshwater Biology* 47: 1919-1934.
- MAJE, J. 1989-1990: A Baláta-tó zoológiai felmérése (különös tekintettel a madárfaunára). - *Somogyi Múzeumok Közleményei* 9: 321-328.
- MARGÓCZI K. 1998: *Természetvédelmi biológia*. - JATE Press, Szeged. pp. 115.
- MARIÁN M. 1957: A Baláta gerinces állatvilága. - *Somogyi Almanach* 1: 159.
- MARIÁN M. 1958: A Baláta ősláp állatvilága. - *Természettudományi Közlöny* 3: 119-123.
- MÄRZ, R. 1972: *Gewöll- und Rupfungskunde*. - Akademie Verlag, Berlin. pp. 398.
- MASON, C.F. 1989: Water pollution and otter distribution: a review. - *Lutra* 32: 97-131.
- MASON, C.F., MACDONALD, S.M. 1986: *Otters: ecology and conservation*. - Cambridge University Press, Cambridge. pp. 236.
- MASON, C.F., MACDONALD, S.M. 1987: The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: An evaluation. - *Biological Conservation* 41: 167-177.
- MASON, C.F., MADSEN, A.B. 1993: Organochlorine pesticide residuals and PCBs in Danish otters (*Lutra lutra*). - *Science of the Total Environment* 133: 73-81.

- MASON, C.F., O'SULLIVAN, W.M. 1992: Organochlorine pesticide residues and PCBs in otters (*Lutra lutra*) from Ireland. - *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 48: 387-393.
- MASON, C.F., STEPHENSON, A. 2001: Metals in tissues of European otters (*Lutra lutra*) from Denmark, Great Britain and Ireland. - *Chemosphere* 44: 351-353.
- MAU, H. 1989: Ergebnisse einer Fischotter (*Lutra lutra* L.) - Kartierung im Bayerischen Grenzraum. *Stapfia* 20: 139-152.
- MCNEELEY, J.A., MILLER, K.R., REID, W.V., MITTERMEIER, R.A., WERNER, T.B. 1990: Conserving the world's biological diversity. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland; World Resources Institute, Conservation International, World Wildlife Found-US, and the World Bank, Washington D.C.
- MIERLE, G., ADDISON, E.M., MACDONALD, K.S., JOACHIM, D.G. 2000: Mercury levels in tissues of otters from Ontario, Canada: variation with age, sex, and location. - *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 3044-3051.
- MILLER, S.A., DYKES, D.D., POLESKY, H.F. 1988: A simple salting out procedure for extracting DNA from human nucleated cells. - *Nucleic Acids Research* 16, 12-15.
- MITCHELL-JONES, A.J., JEFFERIES, D.J., TWELVES, J., GREEN, J., GREEN, R. 1984: A practical system of tracking otters *Lutra lutra* using radiotelemetry and 65-Zn. - *Lutra* 27: 71-84.
- MITCHELL-JONES, A.J., AMORI, G., BOGDANOWICZ, W., KRYSZTOFEK, B., REIJNDERS, P.J.H., SPITZENBERGER, F., STUBBE, M., THISSEN, J.B.M., VOHRÁLIK, V., ZIMA, J. 1999: Atlas of European Mammals. - The Academic Press, London. pp. 496.
- MÓCZÁR L. 1969: Állathatórózó I-II. kötet. - Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 722-758.
- MUCCI, N., RANDI, E. 2007: Sex identification of Eurasian otter (*Lutra lutra*) non-invasive DNA samples using ZFX6ZFY sequences. - *Conservation Genetics* 8: 1479-1482.
- NAGY, D. 2002: Data on the feeding biology of otter (*Lutra lutra* L.) in the lakes Balaton and Kis-Balaton in Hungary. - *Opuscula Zoologica Budapest* 34: 59-66.
- NECHAY, G. 1980: Die situation des Fischotters in Ungarn. - In: Reuther, C., Festetics A. (Eds.) *Der Fischotter in Europa*, Universtitat Göttingen, Göttingen. pp. 215-221.
- NECHAY G. 2005: A vidra védelme és annak lehetőségei. - In: Kemenes K.I. (Szerk.) *Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője*. Fővárosi Állat és Növénykert, Budapest. pp. 13-26.
- O'CONNOR, D.J., NIELSEN, S.W. 1981: Environmental survey of methyl mercury levels in wild mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) from the Northeastern United States and experimental pathology of methyl mercurialism in the otter. - *Proceedings, Worldwide Furbearing Conference, Frostburg*. pp. 1728-1745.
- O'CONNOR, F.B., CHANIN, P.R.F., JEFFERIES, D.J., JENKINS, D., NEAL, E., RUDGE, J, SANDS, T.S., WEIR, V., WOODS, M.S. 1977: First report of the Join Otter Group. - *The Nature Conservancy Council and The Society for the Promotion of Nature Conservation London and Nettleham*, Lincoln. pp. 26.
- OTTINO, P., GILLER, P. 2004: Distribution, density, diet and habitat use of the otter in relation to land use in the Araglin Valley, Southern Ireland. *Biology and Environment*: - *Proceedings of the Royal Irish Academy* 104b: 1-17.
- PÁK D. 1829: Vadászattudomány. - Állami Könyvterjesztő Vállalat reprint sorozata, Budapest. pp. 218.
- PAUNOVIĆ, M. 1990: Vodozemci iz proslosti I sadasnosti Odredivanje skeletnih dijelova. (Kétféltű határozó csonttani bélyegek alapján) - *Zagreb*. pp. 42-63.
- PEDROSO, N. M., SANTOS-REIS, M. 2006: Summer diet of Eurasian otters in large dams of South Portugal. - *Hystrix* 17: 117-128.
- PEDROSO, N.M., SANTOS-REIS, M. 2007: Summer diet of Eurasian otters in large dams of south Portugal. - *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 17: 117-128.
- PERTOLDI, C., HANSEN, M.H., LOESCHKE, V., MADSEN, A.B., JACOBSEN, L., BAAGOE, H. 2001: Genetic consequences of population decline in the European otter (*Lutra lutra*): an assessment of microsatellite DNA variation in Danish otters from 1883 to 1993. - *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268: 1775-1781.
- PEIFFER, M. 1994: Der Fang von Fischotter vor 100 Jahren nach fischereilichen Quellen. - *Veröff. Mus. Westlausitz Kamenz* 17: 60-65.
- PINTÉR K. 1989: Magyarország halai. - Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 135.
- PINTÉR K. 2006: Magyarország haltermelése 2005-ben. - *Halászat* 2: 48-53.
- POLOTTI, P., PRIGIONI, C., FUMAGALLI, R. 1995: Preliminary data on the ontogeny of some behavioural activities of captive otter cubs. - *Hystrix* 1-2: 279-284.
- PÖSCHL N. 1955: A fűtyös búvárhalász nyomában. - *Halászat* 2: 105.

- PRIGIONI, C., REMONTI, L., BALESTRIERI, A., SGROSSO, S., PRIORE, G., MISIN, C., VIAPIANA, M., SPADA, S., ANANIA, R. 2005: Distribution and sprainting activity of the otter (*Lutra lutra*) in the Pollino National Park (southern Italy). - *Ethology Ecology and Evolution* 17: 171-180.
- PRIGIONI, C., REMONTI, L., BALESTRIERI, A., SGROSSO, S., PRIORE, G., MUCCI, N., RANDI, E. 2006: Estimation of European otter (*Lutra lutra*) population size by fecal DNA typing in southern Italy. *Journal of Mammalogy* 87: 855-858.
- PUKY M., SCHÁD P., SZÖVÉNYI G. 2005: Magyarország herpetológiai atlasza. - Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest. 98-104. pp.
- PULLIAINEN E. 1981: A transect survey of small land carnivore and red fox populations on a subarctic fell in Finnish Forest Lapland over 13 winters. - *Annales Zoologici Fennici* 18: 270-278.
- PURGER, J.J. (ED.) 2008: Biodiversity studies along the Drava river. - University of Pécs, Pécs. pp. 328.
- QUAGLIETTA, L. 2008: Recording the behaviour of Eurasian otter (*Lutra lutra*) with camera traps: two case studies in Italy and Portugal. - Abstract Book of the 2008 European Otter Workshop, Slovenia, Moravske Toplice. pp. 25.
- RAKONCZAY Z. (Szerk.) 1989: Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény-és állat-fajok. - Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 67-68.
- RANDI, E., DAVOLI, F., PIERPAOLI, M., PERTOLDI, C., MADSEN, A.B., LOESCHCKE, V. 2003: Genetic structure in otter (*Lutra lutra*) populations in Europe: implications for conservation. - *Animal Conservation* 6: 93-100.
- RAYMOND, M., ROUSSET, F. 1995: GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. - *Journal of Heredity* 86: 248-249.
- REID, D.G., BAYER, M.B., CODE, T.E., MCLEAN, B. 1987: A possible method for estimating river otter, *Lutra canadensis*, population using snow tracks. - *Canadian Field-Naturalist* 101: 576-580.
- REMONTI, L., PRIGIONI, C., BALESTRIERI, A., SGROSSO, S., PRIORE, G. 2008: Trophic flexibility of the otter (*Lutra lutra*) in southern Italy. - *Mammalian Biology* 73: 293-302.
- REUTHER, C. 1977: Der Fischotter, *Lutra lutra* (Linné 1758) – Biologie, Status und Schutz am Beispiel des Harzes. - Mitteilungen aus dem Ergänzungsstudium Ökologische Umweltsicherung No. 3, Witzenhausen. pp. 180.
- REUTHER, C. 1980a: Der Fischotter, *Lutra lutra* in Niedersachsen. - *Naturshchutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Hannover*. 11: 1-182.
- REUTHER, C. 1980b: Entwicklung und derzeitige Situation des Fischotterbestandes in Niedersachsen. - In: Reuther, C., Festetics A. (Eds.) *Der Fischotter in Europa*, Univ. Göttingen, Göttingen. pp. 153-173.
- REUTHER, C. 1993: *Lutra lutra* Linnaeus 1758 - Fischotter. - In: Stubbe M., Krapp F. (Eds.) *Handbuch der Säugetierkunde Europas. Band 5. Raubsäuger - Carnivora (Fissipedia). Teil II: Mustelidae 2, Viverridae, Herpestidae, Felidae*, Aula Verlag, Wiesbaden. pp. 907-961.
- REUTHER, C. 1998: Continental report on the situation of otter in Europe. - VIIIth International Otter Colloquium, Trebon, Abstract. pp.1.
- REUTHER, C. 1999: Development of weight and length of Eurasian otter (*Lutra lutra*) cubs. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 16: 11-26.
- REUTHER, C., KÖLSCH, O., JANBEN, W. (EDS.) 2000: Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). - *IUCN/SSC Otter Specialist Group, GN-Gruppe Naturschutz GmbH, Hankensbüttel, Habitat No. 12*. pp. 148.
- REUTHER, C., KREKEMEYER, A. 2003: Progress and status of the preparation of a digital distribution map for the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Europe. - 4th European Congress of Mammalogy, Czech Republic, Brno. pp. 199.
- REUTHER, C., ROY, A. 2001: Some results of the 1991 and 1999 otter (*Lutra lutra*) surveys in the River Ise catchment, Lower Saxony, Germany. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 18: 28-40.
- RIDOUX, V., LAFONTAINE, L., BUSTAMANTE, P., CAURANT, F., DABIN, W., DELCROIX, C., HASSANI, S., MEYNIER, L., SILVA, DA V.P., SIMONIN, S., ROBERT, M., SPITZ, J., CANNEYT, O. 2004: The impact of the „Erika” oil spill on pelagic and coastal marine mammals: Combining demographic, ecological, trace metals and biomarker evidences. - *Aquatic Living Resources* 17: 379-387.
- ROCHE, K. 1998a: The diet of otters. In: DULFER, R., ROCHE, K. (Eds.) *First phase report of the Trebon otter project. Scientific background and recommendations for conservation and management planning*. - *Nature and environment*, no. 93, Council of Europe Publishing, Strasbourg. pp. 57-71.
- ROCHE, K. 1998b: Preliminary findings on carp *Cyprinus carpio* predation by otters *Lutra lutra*. In: SAAVEDRA, D., SARGATAL, J. (EDS.) *Reintroduction of the otter (Lutra lutra) in NE Spain*. - *Galemys* 10: 191-199.

- ROOS, A., GREYERZ, E., OLSSON, M., SANDEGREN, F. 2001: The otter (*Lutra lutra*) in Sweden - population trends in relation to total DDT and total PCB concentrations during 1968-99. - *Environmental Pollution* 111: 457-469.
- ROOT, R.B. 1967: The niche-exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. - *Ecological Monographs* 37: 317-350.
- ROSOUX, R. 1995: Cycle journalier d'activités et utilisation des domaines vitaux chez la loutre d'Europe (*Lutra lutra* L.) dans le Marais Potevin (France). - *Cahiers d'Ethologie* 15: 283-306.
- RÖBEN, P. 1974: Zum Vorkommen des Otters, *Lutra lutra* (Linné, 1758) in der Bundesrepublik Deutschland. - *Säugetierkundliche Mitteilungen* 22: 29-36.
- RUFFY P. 1883: A vidráról. - *Halászati Lapok* 3: 85-90.
- RUIZ-OLMO, J. 1995: Visual census of Eurasian otter (*Lutra lutra*): a new method. - *Proceedings VI. International Otter Colloquium Pietermaritzburg 1993. Habitat No. 11, Hankensbüttel.* pp. 125-130.
- RUIZ-OLMO, J., DELIBES, M. 1998: La Nutria en España ante el Horizonte del Año 2000. - *SECEM, Grupo Nutria, Barcelona.*
- RUIZ-OLMO, J., GOSÁLBEZ, J. 1997: Observations on the sprinting behaviour of the otter *Lutra lutra* in the NE Spain. - *Acta Theriologica* 42: 259-270.
- RUIZ-OLMO, J., JIMÉNEZ, J., LÓPEZ-MARTIN, J.M. 1995: Radio-tracking of otters *Lutra lutra* in North-Eastern Spain. - *Lutra* 37: 1-6.
- RUIZ-OLMO, J., LAFONTAINE, L., PRIGIONI, C., LOPEZ-MARTIN, J.M., SANTOS-REIS, M. 2000: Pollution and its effects on otter populations in south-western Europe. - *Journal of the International Otter Survival Fund* 1: 63-82.
- RUIZ-OLMO, J., LÓPEZ-MARTIN, J.M., DELIBES, M. 1998: Otters and pollution in Spain. - In: Dunstone, N, Gorman, M. (Eds.) *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals.* - Cambridge University Press, Cambridge. pp. 325-338.
- RUIZ-OLMO, J., LOPEZ-MARTIN, J.M., PALAZON, S. 2001: The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. - *Journal of Zoology* 254: 325-336.
- RUIZ-OLMO, J., OLMO-VIDAL, J.M., MANAS, S., BATEY, A. 2002: The influence of resource seasonality on the breeding patterns of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Mediterranean habitats. - *Canadian Journal of Zoology* 80: 2178-2189.
- RUIZ-OLMO, J., SAAVEDRA, D., JIMÉNEZ, J. 2001b: Testing the surveys and visual and track censuses of European otter (*Lutra lutra*). - *Journal of Zoology* 253: 359-369.
- SALLAI, Z. 2002a: A Dráva-Mura vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata I. - *Halászat* 95: 80-91.
- SALLAI, Z. 2002b: A Dráva-Mura vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata II. - *Halászat* 95: 119-140.
- SALLAI, Z. 2004: A Dráva folyó és hazai vízrendszerének halfaunája. A Drávai táj természeti értékei. - *Nimfea Természetvédelmi Egyesület. Túrkeve.* pp. 42-68.
- SANTOS-REIS, M., TRINDADE, A., BEJA, P.R. 1995 : Situation et état des recherches sur la loutre au Portugal. - *Cahiers d'Ethologie* 15: 1-14.
- SCHIEMER, F., JUNGWIRTH, M., IMHOF, G. 1994: Die Fische der Donau - Gefährdung und Schutz. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- SCHIMMER, A. 1981: Odderen i Danmark 1950-1980. - MSc Thesis, University of Copenhagen. pp. 108.
- SCHMIDT, E. 1967: Bagolyköpet vizsgálatok. - A Magyar Madártani Intézet kiadványa, Budapest. pp. 137.
- SERESNÉ, P.ZS. 2006: A vidra (*Lutra lutra*) táplálék-összetétele az Alba-Agrár Rt. és a Dinnyési Ivadéknvelő Tógazdaság teletető tavain és halastavain. - *Diplomadolgozat, Kaposvári Egyetem, Kaposvár.* pp. 47.
- SHORE, R.F., WALKER, L.A., WIENBURG, C.L. 2000: Integrated approaches to the analysis of contaminants in otters. - *Journal of the International Otter Survival Fund* 1: 175-184.
- SIDOROVICH, V.E. 1997: Mustelids in Belarus. - *Zolotoy uley publisher, Minsk.* pp. 236.
- SIDOROVICH, V.E. 2000: Distribution and pollution density of the otter *Lutra lutra* and pollution of aquatic ecosystems in Belarus. - *Journal of the International Otter Survival Fund* 1: 83-93.
- SIDOROVICH, V.E., JEDRZEJEWSKA, B., JEDRZEJEWSKI, W. 1996: Winter distribution and abundance of predatory mustelids and beavers in the river valleys of Bialowieza Primeval Forest. - *Acta Theriologica* 41: 155-170.
- SIDOROVICH, V.E., TUMANOV, I.L. (1994) Reproduction in otters in Belarus and north-western Russia. - *Acta Theriologica* 39: 59-66.
- SIDOROVICH, V.E., PIKULIK, M.M. 2002: Factors allowing high density of otters in Eastern Europe. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 19A: 326-333.
- SIDOROVICH, V.E., LAUZHEL, G.O. 1992: Numbers of otters and approach to population estimations in Byelorussia. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 7: 13-16.

- SIMPSON, V.R. 1997: Health status of otters (*Lutra lutra*) in south-west England based on postmortem findings. - *The Veterinary Record* 141: 191-197.
- SIMPSON, V.R. 2000: Post mortem protocol for otters. - *Journal of the International Otter Survival Fund* 1: 159-165.
- SJÖÅSEN, T. 1996: Survivorship of captive-bred and wild-caught reintroduced European otters in Sweden. - *Biological Conservation* 76: 161-165.
- SKARÉN, U. 1988: Chlorinated hydrocarbons, PCBs and cesium isotopes in otters (*Lutra lutra* L.) from central Finland. - *Annales Zoologici Fennici* 25: 271-276.
- SKARÉN, U. 1993: Food of *Lutra lutra* in central Finland. - *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 8: 31-34.
- SMIT, M.D., LEONARDS, P.E.G., JONGH, A.W.J.J. DE, HATTUM, B.G.M. van. 1998: Polychlorinated biphenils in the Eurasian otter (*Lutra lutra*). - *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 157: 95-130.
- SOÓ, R., KÁRPÁTI, Z. 1968: Növényhatározó. II. kötet. - Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 846.
- SOULÉ, M.E. 1985: What is conservation biology? - *BioScience* 35: 727-734.
- SOUTHWOOD, T.R.E., HENDERSON, P.A. 2000: Ecological methodology. - Blackwell Science, Oxford. pp. 740.
- SPINDLER, T. 1997: Fischfauna in Österreich. - Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- SPSS 10 for Windows 1999: SPSS Inc., Chicago.
- STEEL, R.G.D., TORRIE, J.H. 1980: Principles and procedures of Statistics. - McGraw-Hill Publishing Co. pp. 592-593.
- STEPHENS, M. 1957: The natural history of the otter. A report to the Otter Committee. - Universities Federation for Animal Welfare, London. pp. 88.
- STRACHAN, R., CRAWFORD, A. 2003: The distribution and status of the otter in England. - *Journal of the International Otter Survival Fund* 2, pp. 14.
- STRACHAN, R., JEFFERIES, D.J. 1996: Otter survey of England 1991-1994. - The Vincent Wildlife Trust, London. pp. 223.
- STUBBE, M. 1969: Zur Biologie und zum Schutz des Fischotter *Lutra lutra* (L.). - *Archive Naturschutz und Landschaftspflege* 9: 315-324.
- STUBBE, M. 1972: Aktion Fischotter 1972. - *Natursh. naturk. Heimatforschung* 14: 84-86.
- STUBBE, M. 1989: Fischotter *Lutra lutra* L. - In: Stubbe, H. (Ed.) *Buch der Hege*. Band 1 Haarwild Verlag Harri Deutch, Thun-Frankfurt/Main. pp. 550-575.
- STUBBE, M. 1993: Monitoring Fischotter – Grundlagen zum überregionalen Management einer bedrohten Säugetierart in Deutschland. - *Tier im Konflikt* 1: 3-10.
- SULKAVA, R.T. 1993: Status and ecology of the otter (*Lutra lutra* L.) in Central Finland in 1985-1993 and evaluation of survey methods. - MSc Thesis, University of Joensuu, Joensuu. pp. 85.
- SULKAVA, R.T. 1996: Diet of otters *Lutra lutra* in central Finland. - *Acta Theriologica* 41: 395-408.
- SULKAVA, R. 2006: Ecology of the otter (*Lutra lutra*) in central Finland and methods for estimation densities of populations. - PhD Thesis. University of Joensuu, Joensuu. pp. 408.
- SULKAVA, R.T., LIUKKO, U.-M. 2003: The distribution and trend of otter (*Lutra lutra*) in Finland. - *Journal of the International Otter Survival Fund* 2, pp. 8.
- SZABÓ, R. 2007: Vidraállomány felmérése és élőhelyének értékelése a Koppány és a Kis-Koppány vízgyűjtő területén. - Diplomadolgozat, Kaposvári Egyetem, Kaposvár. pp. 43.
- TAASTROM, H.M., JACOBSEN, L. 1999: The diet of otters (*Lutra lutra* L.) in Danish freshwater habitats: comparison of prey fish populations. - *Journal of Zoology* 248: 1-13.
- TABERLET, P., LUIKART, G. 1999: Non-invasive genetic sampling and individual identification. - *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 41-55.
- TAKEZAKI, N., NEI, M. 1996: Genetic Distances and Reconstruction of Phylogenetic Trees From Microsatellite DNA. - *Genetics* 144: 189-399.
- TANKÓ, I., TASSI, I. 1978: A vidra életmódjáról és halászati kártételéről. - *Halászat* 71: 72-75.
- TANS, M., HUGLA, J.L., LIBOIS, R., ROSOUX, R., THOMÉ, J.P. 1995: Étude du niveau de contamination par les PCBs et les pesticides organochlorés des loutres et d'anguilles issues des zones humides de l'ouest de la France. - *Cahiers d'Éthologie* 15: 321-324.
- TASSI I. 1979: Ismét a vidráról. - *Halászat* 72: 93.
- TEERINK, B.J. 1991: Hair of West-European mammals. - Cambridge University Press, Cambridge. pp. 224.
- THOM, M., JOHNSON, D.D.P., MACDONALD, D.W. 2004: The evolution and maintenance of delayed implantation in the Mustelidae (Mammalia: Carnivora). - *Evolution* 58: 175-183.
- TRINDADE, A., FARINHA, N. 1998: Otter distribution in Portugal - 1995 Report. - VIIth International Otter Colloquium, Trebon. p. 9.

- TSCHIRCH, W., HEMPEL, G., ROTHMANN, H., SCHIPKE, R., KLENKE, R. 1996: Fäkalsteoriduntersuchungen. - Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen. Radebeul. pp. 32-34.
- UHERKOVICH Á. (Szerk.) 1980: A Barcsi Ósborókás élővilága I. - Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat 1. pp. 150.
- UHERKOVICH Á. (Szerk.) 1982: A Barcsi Borókás élővilága II. - Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat 2. pp. 188.
- UHERKOVICH Á. (Szerk.) 1984: A Barcsi Borókás élővilága III. - Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat 3. pp. 125.
- UHERKOVICH, Á. (Szerk.) 1985: A Barcsi Borókás élővilága IV. - Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat 5. pp. 243.
- UJHELYI, P. 1989: A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója. (Küllemi és csonttani bélyegek alapján) - A Magyar Madártani Egyesület kiadványa, Budapest. pp. 185.
- VALIÈRE, N. 2002: GIMLET: a computer program for analysing genetic individual identification data. - Molecular Ecology Notes 2: 377-379.
- WEBER, J.-M. 1990: Seasonal exploitation of amphibians by otters *Lutra lutra* in north-east Scotland. - Journal of Zoology 220: 641-651.
- WEST, R.B. 1975: The Suffolk otter survey. - Suffolk Natural History 16: 378-388.
- WHITE, P.C.L., MCCLEAN, C.J., WOODROFFE, G.L. 2003: Factors affecting the success of an otter (*Lutra lutra*) reinforcement programme, as identified by post-translocation monitoring. - Biological Conservation 112: 363-371.
- WILSON, G.J., DELAHAY, R.J. 2001: A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observations. - Wildlife Research 28: 151-164.
- WISE, M.H. 1980: The use of fish vertebrae in scats for estimating prey size of otters and mink. - Journal of Zoology 192: 25-31.
- WISE, M.H., LINN, I.J., KENNEDY, C.R. 1981: A comparison of the feeding biology of Mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra*. - Journal of Zoology 195: 181-213.
- YERLI, S., CANBOLA, A.F., BROWN, L.J., MACDONALD, D.W. 1997: Mesh grids protect loggerhead turtle *Caretta caretta* nests from red fox *Vulpes vulpes* predation. - Biological Conservation 82: 109-111.
- YOXON, P. 2008: Using remote cameras to monitor otters. Mustelid Colloquium. - Proceedings of the 26th Mustelid Colloquium, Budapest. pp. 67.
- ZÁVOCZKY, SZ. 2005: Hydroelectricity or national park? - Natura Somogyiensis 7: 5-9.

websites

- www.haltermosz.hu. 2006: Haltermelők Országos Szövetsége.
- www.iucnredlist.org. 2006: IUCN Red List of Threatened Species
- www.nakp.hu. 2006: Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program.
- www.otterspecialistgroup.org. 2008: Otter Specialist Group,
- www.carnivora.hu 2009

9. MELLÉKLETEK

1. melléklet: Vidrafelmérésre alkalmazott módszerek (REUTHER et al. 2000)

Módszer	Célok	Források (példák)
Vadászati statisztikák elemzése	2	Jensen 1964, Erlinge 1971, Reuther 1980
Elejtésért járó jutalom értékelése	2	Reuther 1977, Pfeifer 1994
Vadászkutya falkák által vadászott esetek értékelése	2	Chanin és Jefferies 1978
Szakemberekkel történő megbeszélés	1	Blas-Arito 1970, Röben 1974, Reuther 1980b
Kérdőívek eloszlása	1	Stubbe 1972, Cagnolaro et al. 1975, Blas-Arito 1978, Schimmer 1981
Elpusztult talált vidrák gyűjtése	1, 2	Stubbe 1993, Gutleb 1994
Teljes folyószakaszok átvizsgálása vidra nyomjelekért	1, 2	Hodl-Rohn 1974, Mau 1989
Vidraszámolás egyedileg azonosítható jelek (hullaték, vizelet jelzések, nyomok) speciális vízrendszereken	3	Sidorovich és Lauzhel 1992
Vidra nyomjelek (hullaték, nyom) terepi felmérése rendszeresen felmért pontokon (szakaszokon), kisszámú felmérővel	1, 2	Lenton et al. 1980, Strachan és Jefferies 1996
Vidra nyomjelek (hullaték, nyom) terepi felmérése rendszeresen felmért pontokon (szakaszokon), nagyszámú felmérővel	1, 2	Cassola 1986, Delibes 1990, Lafontaine 1993, Ruiz-Olmo és Delibes 1998, Fehlberg és Blew 1998
Vidra nyomjelek (hullaték, nyom) terepi felmérése havon, véletlenszerűen kiválasztott szakaszokon	3	Labes et al. 1991
Nyomgyakorúság havon	1, 2 (3?)	Sulkava 1993
Vidra nyomjelek (hullaték, nyom) terepi felmérése hidaknál	1, 2	Jahl 1996, 1998, 2000
Csak a friss (24 órán belüli) hullatékok számlálása adott felmért területen	3	Behl 1998
Üregek (fészkek) terepi felmérése	3	Kruuk et al. 1989
Felmérés megfigyelés alapján	3	Ruiz-Olmo 1995
Nyomok egyedi azonosítása alapján	3, 4	Erlinge 1968, Hertweck 1998
Befogott egyedek rádió-izotópos jelölése (Zn ⁶⁵)	3, 4	Mitchell-Jones et al. 1984, Kruuk et al. 1993
Befogott egyedek rádióadóval jelölése	4	Green et al. 1984, Kranz 1995, Rosoux 1995, Ruiz-Olmo et al. 1995, Beja 1995
Automata kamerával kombinált elektronikusan működő számláló gyakran használt vidraváltókon	3, (4?)	Beier és Tölgyesi 1993
Infravörös videó monitoring jól használt területeken és váltókon	3, 4	Madsen 1996
Pálcikák elhelyezése jól használt vidraváltókon	3, (4?)	Jorga et al. 1989
Vidra táplálék megjelölése	4	Grohmann és Klenke 1996
Hullatékban található szteroidok elemzése	3, 4	Tschirch et al. 1996
Egyedek genotipizálása hullatékból származó DNS-ből	3, 4	Dallas és Piertney 1998, Coxon et al. 1999, Hansen és Jacobsen 1999.

Megjegyzés: célok: 1 – eloszlás dokumentálása, 2 – állománynövekedés (állományváltozás) dokumentálása, 3 – vidra számlálása, 4 – térbeli szerveződés (mozgásmintázat) vizsgálata

2. melléklet: Vidra előfordulás és élőhely felmérő lap

1. Alapadatok

Sorszám:.....

Felmérés időpontja (év/hónap/nap):

Helyszíne: legközelebbi település(ek):

Terület neve:

2. A felmért terület leírása.

GPS mérés:..... UTM koordináta: tengerszint f.m.:

A víz/élőhely típusa*: patak, csatorna, öntözőcsatorna, vízelvezető árok, folyó, halastó, teletlőtő, horgásztó, víztározó, láp, mocsár, holtág, egyéb:

Vizes élőhely kiterjedése: hektár, vagyxm. Időjárás felméréskor:

Vízfolyás szélessége*: <1m, 1-2m, 2-5m, 5-10m, 10m< megjegyzés:.....

Vízmélység*: <30 cm, 30-100 cm, 100cm< megjegyzés:.....

Vízparti növényzet*: kopár (kibetonozott partvonal, öntözőcsatornák kaszált töltése) gyér (nincs bűvőhely, alacsony gyomborítás, növényzettel ritkán benőtt) foltszerűen alkalmas (váltakozó növényzettel sűrűn benőtt és ritkás terület) dús, összefüggő (nagy kiterjedésű, sűrű, pl. nádas, bozótos, mocsaras terület)

Vízpart meredeksége*: sík (<15°) / lankás (15-45°) / meredek 45°< megjegyzés:.....

Vízpart*: kövezett, betonozott, földes, homokos, füves, sásos/nádas, egyéb:

Vízszint viszonyok az utóbbi kb. 2 hétben*: áradás, magas, normális, alacsony, extrém alacsony,

állóvíz foltok, kiszáradt, egyéb:

Vízparti növényzet típusa (több is lehet)*: erdő / ültetvény / nád, gyékény / bokorfűzes / magassás / legelő /

Híd típusa, alakja*:  egyéb:.....

Híd alatti terület szélessége:m, magassága:m, normál vízszintnél.

Híd alatti kiszállóhely szélessége:,m, megjegyzés:

Híd alatti kiszállóhely*: kövezett, betonozott, földes, homokos, füves, egyéb:

Egyéb információk: gát, rostély, egyéb:

Emberi behatás*: Település: nincs / néhány ház / kis falu / nagy falu / város / nagyváros,

Forgalom: nincs / földút / kis forgalmú műút / forgalmas alsóbb. út / főút / autópálya és autótű,
Zavarás: nincs / vadgazd. / halgazd. / horgászat / növényterm. / állattartás / ipari üzem,

Szennyezettség: mentes / „csak” hordalék szemét / alkalmi személerakás / ipari méretű

Összegzett emberi behatás: 0 (nincs) 1 2 3 (nagymértékű)

Zavaró tényező részletezése:

Élőhely: természetes / védett terület / félig természetes / vegyes / település.....

3. Felmérő módszer

A felmérő helyen a keresés iránya/módja vízfolyásoknál*: bal, jobb oldal, hídtól felső, alsó vízfolyás

állóvizeknél: É, K, D, NY

Nyomjel keresési távolság*: csak híd körül, 600 m, egyéb (pl. 4x150, 2x300 m) méterben:

Vizsgálat*: megállás az első jelnél, teljes távolság, befolyásoló tényezők (ha rövidebb a keresés):

4. Vidra jelenlét

Vidra előfordulása*: Pozitív / Negatív (Ha pozitív: Állandó / Nem állandó / Nem eldönthető)

Talált jelek: db friss (<1 napos) vidrahulladék / jelölő ürülék begyűjtve: igen /nem

..... db nedves hulladék (1-2 napos) begyűjtve: igen /nem

..... db régi hulladék (száraz) begyűjtve: igen /nem

vidranyom (egyedszám:adult,fiatal) fotó: igen / nem

táplálékmaradvány: hal / kétlű / egyéb:

vidravár / fészek: megjegyzés: fotó: igen / nem

egyéb: élő vidra megfigyelés, kölykök megfigyelése, hang, elpusztult vidra: részletezés

Megjegyzések:

Fotó készült az alábbiakról:

Felmérő neve, postacíme, telefonszámai, e-mail, egyéb:

*aláhúzni, vagy bekarikázni

3. melléklet: A vidrafelmérés eredményének összefoglalása

Tulajdonság	n	Pozitív (%)		Negatív (%)	2-szempont ^a			3-szempont ^b		
		Állandó	Alkalmi		Chi ²	df	P _{II}	Chi ²	df	P _{III}
Élőhely típusa					33,4	6	***	60,8	12	***
Patak	125	44,8	31,2	24,0						
Csatorna	75	53,3	33,3	13,3						
Folyó	80	70,0	25,0	5,0						
Tó, víztározó, bányató	37	73,0	24,3	2,7						
Láp, mocsár	7	71,4	14,3	14,3						
Holtág	31	80,6	19,4	0,0						
Halastó	35	100,0	0,0	0,0						
Parti növényzet borítása					6,8	3	0,078	38,2	6	***
Kopár	40	52,5	27,5	20,0						
Gyér	110	50,0	35,5	14,5						
Foltszerű	116	55,2	32,8	12,1						
Dús	124	83,9	9,7	6,5						
Vízfolyás szélessége					35,2	5	***	50,1	10	***
<1m	85	34,1	32,9	32,9						
1-2m	63	46,0	36,5	17,5						
2-5m	54	68,5	25,9	5,6						
5-10m	21	52,4	42,9	4,8						
10-50m	21	71,4	28,6	0,0						
50m<	41	80,5	17,1	2,4						
Vízmélység					56,7	2	***	79,4	4	***
<30	115	33,9	35,7	30,4						
30-100	126	69,0	23,8	7,1						
100<	149	79,2	19,5	1,3						
Vízpart meredeksége					2,8	2	0,245	14,0	4	**
Sík	56	82,1	12,5	5,4						
Lankás	122	63,9	22,1	13,9						
Meredek	212	56,6	31,1	12,3						
Vízpart talaja					3,2	2	0,202	7,9	4	0,096
Mesterséges	60	48,3	35,0	16,7						
Vegyes	57	59,6	24,6	15,8						
Eredeti	273	66,3	23,8	9,9						
Vízszint a felméréskor					8,8	3	*	20,4	6	**
Magas	6	50,0	16,7	33,3						
Normál	24	71,4	20,5	8,0						
Alacsony	143	51,0	32,9	16,1						
Extrém alacsony	17	47,1	35,3	17,6						
Vízparti növényzet típusa					13,1	2	**	39,0	4	***
Természetközeli	170	78,8	14,7	6,5						
Vegyes	115	53,9	34,8	11,3						
Mesterséges	105	45,7	33,3	21,0						
Híd típusa					43,6	5	***	60,2	10	***
Nincs híd	153	79,1	17,6	3,3						
Széles, oszlopos	34	61,8	32,4	5,9						
Kétoldali kiszálló	105	59,0	29,5	11,4						
Egyoldali kiszálló	21	52,4	38,1	9,5						
Nincs kiszálló	44	38,6	29,5	31,8						
Kőr	33	36,4	30,3	33,3						

3. melléklet folytatása: A vidrafelmérés eredményének összefoglalása

Tulajdonság	n	Pozitív (%)		Negatív (%)	2-szempont ^a		3-szempont ^b	
		Állandó	Alkalmi		Chi ²	df	P _{II}	Chi ²
Padka szélessége					11,0	3 *	28,7	6
Nincs	73	41,1	30,1	28,8				
? 1 m	73	41,1	43,8	15,1				
1-2 m	53	77,4	13,2	9,4				
2m<	41	58,5	31,7	9,8				
Padka anyaga					1,3	2 0,523	2,9	4
Mesterséges	63	57,1	27,0	15,9				
Vegyes	20	70,0	20,0	10,0				
Eredeti	90	56,7	33,3	10,0				
Település mérete					9,3	3 *	18,9	6
Nincs	184	70,1	21,2	8,7				
Házak	76	68,4	23,7	7,9				
Kis település	105	49,5	33,3	17,1				
Város	25	44,0	32,0	24,0				
Forgalom					15,2	5 ***	34,7	10
Nincs	44	90,9	6,8	2,3				
Földút	86	72,1	22,1	5,8				
Kisforgalmú műút	157	54,1	33,1	12,7				
Forgalmas alsóbbbr. út	54	53,7	29,6	16,7				
Főút	44	56,8	22,7	20,5				
Autóút, autópálya	5	60,0	0,0	40,0				
"Zavarás"					55,5	7 ***	92,7	14
Halászat	29	100,0	0,0	0,0				
Nincs	24	91,7	8,3	0,0				
Vadgazdálkodás	12	91,7	8,3	0,0				
Horgászat	89	77,5	21,3	1,1				
Vegyes gazdálkodás	92	52,2	33,7	14,1				
Növénytermesztés	123	48,0	35,0	17,1				
Jelentős, összetett	8	37,5	12,5	50,0				
Ipari üzem	13	23,1	23,1	53,8				
Személtelhelyezés					19,1	4 ***	60,4	8
Mentes	94	70,2	19,1	10,6				
Hordalék	257	64,2	26,5	9,3				
Alkalmi lerakás	37	35,1	35,1	29,7				
Ipari méretű	2	0,0	50,0	50,0				
Élőhely természetessége					15,9	3 **	24,1	6
Természetközeli	90	86,7	10,0	3,3				
Félig természetes	127	71,7	18,9	9,4				
Vegyes	59	45,8	37,3	16,9				
Mesterséges	85	44,7	41,2	14,1				
Településen	29	34,5	34,5	31,0				
Összegzett zavarás					46,7	3 ***	90,5	6
Nincs	16	93,8	6,3	0,0				
Kis	138	83,3	11,6	5,1				
Közepes	169	57,4	33,7	8,9				
Nagy	67	25,4	38,8	35,8				
Felmérés módszere					12,9	3 **	29,7	6
>600m	35	88,6	5,7	5,7				
<600m	109	71,6	24,8	3,7				
600m	70	64,3	20,0	15,7				
Híd körül	176	51,1	32,4	16,5				

Megjegyzés:

^a a vidra előfordulás értékelése 2 szempont - pozitív, illetve negatív besorolás szerint történt.^b a vidra előfordulás értékelése 3 szempont - állandó előfordulás, időszakos előfordulás, illetve negatív besorolás szerint történt.

**4. melléklet: Alkalmazott primerpárok szekvenciái
(DALLAS és PIERTNEY 1998, DALLAS et al. 2000)**

Primer név	Ismétlődés	Primer szekvencia 5'-3'
Lut-435	(CA) ₂₉	F - TGAAGCCCAGCTTGGTACTTC R - ACAGACAGTATCCAAGGGACCTG
Lut-604	(CA) ₂₆	F - TATGATCCTGGTAGATTAACTTTGTG R - TTTCAACAATTCATGCTGGAAC
Lut-615	(CA) ₂₇	F - TGCAAAATTAGGCATTTTCATTCC R - ATTCTCTTTTGCCCTTTGCTTC
Lut-701	(GATA) ₁₁ GAA(GATA) ₂ G AA(GATA) ₄	F - GGAAACTGTAAAGGAGCTCACC R - CAGTGTCATAAGGATGCTCCTAC
Lut-715	(GATA) ₆ GAT(GATA) ₇ G AT(GATA) ₅	F - TTCACAATAGCCAAGATATGGAC R - TGGCATAAATATCCTTTCTCATGG
Lut-717	(GATA) ₁₂	F - TGTTGCCTTCAGAGTCCTGTG R - GTCAGGCATTGTAACATATTCTCAG
Lut-733	(GATA) ₄ GAT(GATA) ₁₂	F - GATCTCATTTTAAATGTTCTTACCAC R - TGGTTCTCTTGCAGGATCTG
Lut-832	(GATA) ₁₁	F - TGATACTTTCTACCCAGGTGTC R - TCCTTAGCATTATCTTATTTACCAC
Lut-833	(GATA) ₁₅	F - CAAATATCCTTTGGACAGTCAG R - GAAGTTATCTAATTTGGCAGTGG
Lut-SRY		F - GAATCCCCAAATGCAAACTC R - GTGGAAAATGCTTACAGAAGCC

Megjegyzés: CY5 végjelölés.

5. melléklet: Lókuszonkénti allélek száma (A) és mérete (bp) irodalmi adatok és hazai vizsgálat alapján

Lókuszt N.I.	Forrás												Hazai			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Összesen	A	bp	A	bp	n	
L733 tetra-	5 164-192	32 6 165-185	618	5 114	9 114	8 160-184	102	4 167-179	38	4 132	4 65	9 160-192	5 166-182	107		
L832 tetra-	6 178-198	32 7 178-202	618	5 182-198	122	4 122	7 114	6 178-198	102	3 182-190	38	4 132	4 65	7 178-202	6 174-194	107
L715 tetra-	6 197-217	32 5 200-216	618	5 184-216	122	6 197-217	102	6 160-196	38	3 132	3 65	6 184-217	5 200-216	117		
L615 di-	7 244-262	32 8 129-145	618	5 135-143	122	11 240-268	102	11 240-268	102	11 240-268	65	11 240-268	7 253-265	117		
L833 tetra-	8 155-183	32 7 154-178	618	6 154-174	122	7 114	7 114	4 147-163	38	6 132	6 65	8 151-183	7 144-168	110		
L435 di-	10 170-200	32 9 153-173	618	3 127-139	122	5 123	12 123-151	102	12 123-151	102	12 123-200	10 124-144	112			
L604 di-	5 197-211	32					9 120-140	102	9 120-140	102	9 120-211	7 128-140	101			
L717 tetra-	6 175-203	32 7 175-207	618	6 175-199	122	2 122	8 114	3 183-195	38	6 6	6	8 175-207	10 187-223	109		
L701 tetra-	5 192-208	32 5 192-208	618	4 196-208	122	3 123	8 192-212	102	5 204-236	38	5 132	5 65	8 192-212	7 186-210	110	
L453	8 175-203	32					9 123-139	102				9 123-203				
L457 di-	9 224-252	32 9 137-153	618	7 139-153	122	3 120						9 137-252				
L782 tetra-	6 161-197	32 7 161-195	618	5 124			8 177-201	102	2 177-189	38	4 132	5 65	8 161-201			
L818 tetra-	6 150-178	32 6 160-188	618	4 110	9 114	6 154-200	102	6 132	5 65	9 150-200						
L902 tetra-		9 144-176	618	5 148-168	122	4 120	11 114	4 132	6 65	11 144-176						
L914								3 132	3 65	3						

Megjegyzés: N.I. - nukleotid ismétlődés, N - mintaszám.

Forrás: 1 - Dallas és Piertney (1998); Nagy Britannia, Írország és Németország együtt (n = 32 minta),

2 - Dallas et al. (2002); Anglia: n = 140, Wales: n = 93, Skócia: n = 214, Észak-Skóciai szigetek: n = 171 (összesen: n = 618, 16 évből),

3 - Dallas et al. (2003); DNY Anglia: n = 70 vidra tetem és n = 52 hulladék,

4 - Pertoldi et al. (2001); Dániai minták (1883 és 1993 közötti időszakból, múzeumi anyagból),

5 - Arrendal et al. (2004): n = 20 minta Norvégiából és n = 94 minta Svédországból,

6 - Randi et al. (2003): Európa több országából: n = 102 minta (Nagy Britannia: n = 5, Írország: n = 6, Spanyolország: n = 14, Litvánia, n = 3, Dánia: n = 15,

Németország: n = 29, Svédország: n = 14, Franciaország: n = 16),

7 - Hung et al. (2004): Tajvan: n = 38 genotípus hulladék analízisből,

8 - Hájková et al. (2006): Csehország: n = 82 szövet és n = 50 genotípus hulladék analízisből,

9 - Hájková et al. (2006): Szlovákia n = 52 szövet és n = 13 genotípus hulladék analízisből,

Hazai vizsgálatok (Lanszki et al. 2005, 2008a,b, 2009): n = 57 szövet és n = 60 genotípus hulladék analízisből.

6. melléklet: VIDRA post mortem vizsgálati adatlap

Állatorvos / boncolást végezte:

Minta száma: Vizsgálat ideje:
 Megj.:
 Törzshossz: cm Gyűjtés ideje:
 Farok hossz: cm Gyűjtés helye:
 Hátsó lábvég h.: cm Ivar / kor:
 Testsúly: g Friss / Fagyasztott:

Elhullás közvetlen oka:

Seb/sérülés: Harapás helye (fej, láb, ivarszerv, egyéb):
 Fogak kopása: Tályog: Törés:
 Szórzet: Talppárnák: Karmok:
 Szemek: Fülel:
 Péniszcsont: Külső paraziták:

Zsirdepók bőr alatt, lágýékon (pont 1-3):

Zsírszövet minta:

Emlők állapota (tej / kolosztrum jelenléte):

Szerv	Súly	Szövettan	Fagyasztás	Megjegyzések
Szív				
Máj				
Lép				
Jobb vese				Vesekő: I / N
Bal vese				Vesekő: I / N
Jobb pajzsmirigy				
Bal pajzsmirigy				
Jobb mellékvese				
Bal mellékvese				
Tüdő				
Thymus				
Hasnyálmirigy				
Jobb here / petefészek				
Bal here / petefészek				
Szemek	-----		-----	
Zsírszövet	-----	-----		
Izom	-----	-----		
Méh / ivarmirigyek	-----			
Agy / gerincevelő	-----			
Nyálmirigyek	-----		-----	
Húgyhólyag	-----		-----	
Gyomortartalom		-----		
Borda / csontok	-----	-----		
Metszőfog	-----			
Koponya, korhatározás	-----			
Vér	-----	-----		
Vizelet	-----	-----		
Parazitológia	-----	-----		

DNS vizsgálat (..... mintából):

Toxikológiai vizsgálat (nehézfémek, PCBk):

7. melléklet: A táplálkozás vizsgálatban szereplő területek összefoglaló adatai

Terület	Vizsgálat időtartama*	Sávmenti mintavétel (m)	Mintagyűjtés gyakorisága	Minta-szám	Forrás
Órtilos, Dráva	1999-2001	1300	6 hét	159	1,2
Órtilos, Dráva	2002-2004	1800	4 hét	183	3
Bélavár, Dráva	2002-2004	500	4 hét	666	3
Vízvár, Dráva	1999-2001	1500	6 hét	109	1,2
Vízvár, Dráva	2002-2004	1500	4 hét	179	3
Bélavár, holtág	1999-2001	500	6 hét	217	1,2
Bélavár, holtág	2002-2004	500	4 hét	266	3
Babócsa, holtág	1999-2001	1600	6 hét	215	1,2
Babócsa, holtág	2002-2004	1600	4 hét	388	3
Barcs, Kis-bóki holtág	1999-2001	1000	6 hét	69	1,2
Barcs, Kis-bóki holtág	2002-2004	600	4 hét	144	3
Gyékényes, Dombó-csatorna	1999-2001	híd körül	6 hét	157	1,2
Gyékényes, Dombó-csatorna	2002-2004	híd körül	4 hét	232	4
Berzence, Dombó-csatorna	1999-2001	híd körül	6 hét	131	1,2
Berzence, Dombó-csatorna	2002-2004	híd körül	4 hét	468	4
Babócsa, rinya	1999-2001	híd körül	6 hét	303	1,2
Babócsa, rinya	2002-2004	híd körül	4 hét	308	4
Drávaszentes, Barcs-Komlósi rinya	1999-2001	híd körül	6 hét	76	1,2
Drávaszentes, Barcs-Komlósi rinya	2002-2004	híd körül	4 hét	316	4
Lakócsa, Korcsina-csatorna	1999-2001	híd körül	6 hét	96	1,2
Lakócsa, Korcsina csatorna	2002-2004	híd körül	4 hét	67	4
Látrány-Visz, Tetves patak	2001-2002	1300	6 hét	234	5
Baláta-tó, láp	2002-2004	1470	6 hét	199	6
Darányi Nagyberék, láp	2002-2004	1760	6 hét	504	6
Fehérvíz, láp	2002-2004	2260	6 hét	315	6
Gyékényes, Lankóci erdő, égerláp	1999-2001	2000	6 hét	116	1,2
Barcs, Középrigóci tavak	2001-2003	2000	6 hét	519	7
Somogyudvarhely, kavicsbánya tavak	2001-2003	2000	6 hét	182	7
Fonó, halastó	1991-1997	1200	2 hét	1942	8
Boronka-m. TK, halastavak	1996-1998	4200	4 hét	1280	8
Boronka-m. TK, halastavak	2002-2004	4200	2, ill. 4 hét	1041	9
Petesmalom, halastavak	1996-1998	6200	4 hét	801	5
Székesfehérvár, halteleltető tavak	2005-2006	teleltetők	4 hét	154	10
Dinnyés, halteleltető tavak	2005-2006	teleltetők	4 hét	161	10
Összesen				12197	

*Megjegyzés: a vizsgálatok kezdési időpontja december (pl. 1991. december), befejezése november (pl. 1997. november). Ez alól kivételt jelentenek a 2002-2004 között végzett vizsgálatok, ahol a kezdési időpont 2002. június és a befejezés 2004. május. További kivételek: Boronka-m TK halastavak: 2002. decembertől 2004. májusig, Látrány, Tetves patak: 2001. júniustól 2002. májusig, a Székesfehérvári és Dinnyési tógazdaságokban: 2005. januártól 2006. márciusig. Forrás: 1 – LANSZKI (2002), 2 – LANSZKI (2005), 3 – LANSZKI és SALLAI (2006), 4 – LANSZKI et al. (in press), 5 – LANSZKI és MOLNÁR (2003), 6 – LANSZKI és SZÉLES (2006), 7 – LANSZKI et al. (2001), 8 – LANSZKI et al. (2007), 9 – LANSZKI et al. (2007).

**8. melléklet: Az őrtilosi Dráva szakaszon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)**

Táplálék taxon	Dráva folyó - őrtilos (Szent Mihály-hegy)							
	Tél		Tavaszi		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	1,2	1,6	3,7	1,1	4,2	4,3	4,0	20,0
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	11,2	16,6	7,4	5,6			12,0	17,9
Lapos/dévékeszeg (<i>Abramis</i> spp.)	2,4	1,4			20,8	12,5		
Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	4,7	6,4					12,0	4,5
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	4,7	3,6	5,6	2,2	4,2	6,7		
Szélhajtó kűsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	7,6	5,3	7,4	5,9	20,8	25,2	24,0	20,2
Garda (<i>Pelecus cultratus</i>)	0,6	0,8						
Domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)	1,8	2,2						
Rózsás márna (<i>Barbus barbus</i>)	8,2	17,2	5,6	9,9				
Küllő (<i>Gobio</i> spp.)	13,5	6,5	3,7	3,2			4,0	5,4
Compó (<i>Tinca tinca</i>)	0,6	0,2						
Pontyféle (<i>Cyprinidae</i> spp.), nem meghat.	7,1	6,6	9,3	12,6	12,5	10,0	4,0	1,8
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	1,8	3,8	9,3	7,1			4,0	2,3
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	4,7	3,9	1,9	2,1	4,2	1,8	4,0	0,6
Vágódurbincs (<i>Acerina cernua</i>)	0,6	0,2						
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	0,6	0,5						
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)							4,0	10,7
Fogassüllő (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	1,2	3,9	7,4	13,8			8,0	8,1
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	2,9	6,6	1,9	1,9			4,0	3,0
Hal, meghatározhatatlan	14,1	8,0	13,0	9,6	4,2	4,3	8,0	1,8
Hal összesen	89,4	95,7	75,9	75,1	70,8	64,7	92,0	96,3
Emlősök (Mammalia)			5,6	5,8			4,0	3,6
Madarak (Aves)	4,7	2,8	7,4	4,6	8,3	6,6		
Hüllők (Reptilia)	0,6	0,3			4,2	0,2		
Kétéltűek (Amphibia)	2,3	1,2	11,1	14,5	4,1	27,6		
Tízlábú rák (<i>Astacus</i> spp.)							4,0	0,1
Egyéb gerinctelenek	2,9	+			12,5	1,0		
Mintaszám (n)	111		40		15		18	
Táplálékelemek száma	170		54		24		25	

Megjegyzés: E% – relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, + – 0,05% alatti érték, 2002 június - 2004 május közötti időszak. Üres helyek az adott taxon előfordulásának a hiányát jelzik.

**9. melléklet: A bélavári Dráva szakaszon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)**

Táplálék taxon	Dráva folyó - Bélavár							
	Tél		Tavaszi		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	1,0	2,4	3,2	4,4			4,9	8,1
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	8,7	12,2	4,0	7,0	4,4	4,6	8,3	13,6
Lapos/dévékeszeg (<i>Abramis</i> spp.)	1,9	2,7	0,8	0,3			2,9	2,4
Karika keszeg (<i>Blicca bjoerkna</i>)	0,2	1,0			1,5	0,7		
Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	1,9	1,3	1,2	0,9	1,5	2,0	2,5	2,5
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	4,8	3,7	2,8	3,1	2,9	2,6	3,9	4,8
Balin (<i>Aspius aspius</i>)			0,8	1,2				
Domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)	0,8	1,9	1,2	2,3	2,9	1,1		
Rózsás márna (<i>Barbus barbus</i>)	1,9	4,1	3,2	2,8	1,5	2,0	2,9	8,8
Paduc (<i>Chondostroma nasus</i>)	0,2	0,6					0,5	0,5
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	2,7	0,5						
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	15,1	11,7	6,5	4,2	1,5	1,8	6,9	4,3
Kínai razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	0,6	0,2					0,5	0,1
Küllő (<i>Gobio</i> spp.)	1,4	0,9						
Pontyféle (<i>Cyprinidae</i> spp.), nem meghat.	5,0	4,9	4,8	6,7	8,8	5,8	8,3	6,8
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	16,7	16,9	7,7	6,5	7,4	4,3	9,8	5,4
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	2,5	2,2	5,2	4,5	8,8	16,8	3,9	3,2
Vágódurbincs (<i>Acerina cernua</i>)	2,7	1,9	0,4	0,1	5,9	12,6	2,0	2,1
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	10,3	12,6	8,5	13,1	13,2	21,0	8,8	9,4
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)					1,5	1,2	0,5	2,5
Fogassüllő (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	0,4	0,4	0,8	1,8	1,5	2,6	2,0	3,5
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	6,8	7,6	17,3	19,5	2,9	2,3	3,4	2,7
Tokféle (<i>Acipenseridae</i> spp.)			0,4	0,4				
Hal, meghatározhatatlan	3,9	2,6	12,1	7,8	10,3	5,9	11,3	10,6
Hal összesen	89,5	92,6	81,0	86,5	76,5	87,2	83,3	91,3
Emlősök (Mammalia)			0,8	0,9			0,5	0,6
Madarak (Aves)	5,0	4,4	3,2	1,1	4,4	4,0	2,9	1,9
Hüllők (Reptilia)	0,2	+	0,8	0,6	1,5	3,2	0,5	+
Kétéltűek (Amphibia)	3,5	3,0	11,7	10,8	11,8	5,3	10,3	6,2
Tizlábú rák (<i>Astacus</i> spp.)	0,6	+	1,2	+				
Egyéb gerinctelenek	1,3	+	1,2	0,1	4,4	0,1	1,5	+
Növények					1,5	0,1	1,0	+
Mintaszám (n)	268		187		48		160	
Táplálékelemek száma	484		248		68		204	

Megjegyzés: E% – relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, + – 0,05% alatti érték, 2002 június - 2004 május közötti időszak.

**10. melléklet: A vízvári Dráva szakaszon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)**

Táplálék taxon	Dráva folyó - Vizvár							
	Tél		Tavasz		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	1,2	1,5			3,1	2,7	2,2	4,7
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	3,5	5,4					2,2	3,8
Lapos/dévérkeszeg (<i>Abramis</i> spp.)	3,6	2,9	6,5	11,4			2,2	4,7
Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	1,8	2,0	3,2	1,6			6,5	8,3
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	15,9	14,7	32,3	51,9	3,1	1,9	2,2	0,6
Domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)	2,4	2,7	6,5	6,5			2,2	12,3
Rózsás márna (<i>Barbus barbus</i>)	1,8	1,2	3,2	1,0	3,1	1,9	2,2	3,2
Paduc (<i>Chondostroma nasus</i>)							2,2	3,7
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	0,6	0,3						
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	24,1	18,5	9,7	4,1	18,8	24,2	21,7	16,0
Garda (<i>Pelecus cultratus</i>)	0,6	1,4						
Küllő (<i>Gobio</i> spp.)	2,9	5,8			3,1	2,5		
Busa (<i>Hypophthalmichthys</i> spp.)	0,6	2,6						
Pontyféle (<i>Cyprinidae</i> spp.), nem meghat.	4,7	7,8	6,5	8,8	6,3	7,3	4,3	6,7
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	2,4	2,1			3,1	1,9		
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	4,1	4,5						
Vágódurbincs (<i>Acerina cernua</i>)	0,6	1,9			9,4	4,5	2,2	1,1
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	0,6	+					4,3	5,2
Fogassüllő (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	2,4	4,2			3,1	2,4	4,3	3,5
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	1,8	2,1			3,1	0,8	2,2	2,5
Hal, meghatározhatatlan	7,1	7,4	6,5	0,3	21,9	23,9	2,2	0,2
Hal összesen	82,4	88,9	74,2	85,5	78,1	74,1	63,0	76,5
Emlősök (Mammalia)	0,6	0,3			6,3	5,0		
Madarak (Aves)	10,0	7,5	19,4	9,9	6,3	7,8	10,9	11,5
Hüllők (Reptilia)	0,6	2,2			3,1	12,2		
Kétéltűek (Amphibia)	1,8	1,0	3,2	4,4	6,3	0,9	10,9	8,7
Tízlábú rák (<i>Astacus</i> spp.)	4,1	0,1					4,3	2,7
Egyéb gerinctelenek	0,6	+	3,2	0,2			10,9	0,6
Mintaszám (n)	115		21		18		34	
Táplálékelemek száma	170		31		32		46	

Megjegyzés: E% – relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, + –0,05% alatti érték, 2002 június - 2004 május közötti időszak.

**11. melléklet: A bélavári holtágon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)**

Táplálék taxon	Dráva holtág - Bélavár							
	Tél		Tavaszi		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)			2,3	4,7			2,4	3,7
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)			9,9	7,1			3,0	6,9
Lapos/dévékeszeg (<i>Abramis</i> spp.)					3,1	1,1		
Vörösszárnýú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)			0,8	0,9			2,4	3,3
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	13,2	10,2	3,1	3,7	3,1	1,2		
Domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)					1,6	1,6	0,6	0,3
Rózsás márna (<i>Barbus barbus</i>)			0,8	1,8				
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	1,9	0,5					0,6	0,1
Szélhajtó kűsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	9,4	3,0	3,8	2,9			1,8	0,6
Compó (<i>Tinca tinca</i>)							2,4	7,7
Pontyféle (<i>Cyprinidae</i> spp.), nem meghat.	3,8	0,4	3,1	3,4	4,7	3,0	4,9	2,6
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	24,5	48,2	8,4	6,4	12,5	13,0	17,7	19,1
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	11,3	6,9	3,1	3,0	3,1	1,2	15,2	15,7
Vágódurbincs (<i>Acerina cernua</i>)	1,9	2,0						
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	24,5	24,3	16,8	27,2	3,1	10,4	11,0	19,4
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)			0,8	4,7				
Fogassüllő (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	1,9	1,8	3,1	1,0			0,6	0,3
Csuka (<i>Esox lucius</i>)			1,5	0,9	7,8	14,8	3,7	8,1
Hal, meghatározhatatlan			5,3	3,8	4,7	3,3	3,0	1,0
Hal, összesen	92,5	97,2	62,6	71,4	43,8	49,6	69,5	88,9
Emlősök (Mammalia)			0,8	1,1	1,6	0,6	0,6	1,7
Madarak (Aves)			1,5	0,3				
Hüllők (Reptilia)					1,6	7,3	0,6	0,4
Kétéltűek (Amphibia)	1,9	2,6	23,7	26,7	34,4	42,0	15,2	8,4
Gerinctelenek	5,7	0,1	11,5	0,5	18,8	0,5	14,0	0,6
Mintaszám (n)	34		88		40		103	
Táplálékelemek száma	53		131		64		164	

Megjegyzés: E% – relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, + –0,05% alatti érték, 2002 június - 2004 május közötti időszak.

**12. melléklet: A babócsai holtágban élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)**

Táplálék taxon	Dráva holtág - Babócsa							
	Tél		Tavasz		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	1,3	1,8	0,8	4,1			1,1	1,8
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	19,5	31,8	17,9	27,3	15,4	28,2	43,2	62,9
Lapos/dévékeszeg (<i>Abramis</i> spp.)							1,1	0,2
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	3,5	3,0	3,3	4,9				
Domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)	3,8	9,7	0,8	1,1				
Balin (<i>Aspius aspius</i>)	1,9	3,6						
Rózsás márna (<i>Barbus barbus</i>)	0,3	0,4	1,6	1,8				
Paduc (<i>Chondostroma nasus</i>)	0,6	2,6					2,1	3,6
Garda (<i>Pelecus cultratus</i>)	0,3	0,2						
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	17,3	18,5	0,8	0,1	5,8	4,1	2,1	1,4
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	4,1	4,2	0,8	0,8	3,8	1,7	4,2	6,8
Compó (<i>Tinca tinca</i>)	0,6	1,9	1,6	1,5				
Pontyfélé (<i>Cyprinidae</i> spp.), nem meghat.	3,8	2,0	8,9	3,2	9,6	13,2	3,2	3,6
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	0,9	0,7	1,6	1,8				
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	14,5	6,4	8,1	20,9			5,3	9,5
Vágódurbincs (<i>Acerina cernua</i>)	4,7	4,8	0,8	0,5				
Törpeharsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	6,0	4,3	2,4	4,1			2,1	1,1
Harsa (<i>Silurus glanis</i>)					3,8	2,5		
Fogassüllő (<i>Stizostedion lucioperca</i>)			0,8	0,1	1,9	7,9		
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	1,3	1,5	2,4	1,5	3,8	14,6	2,1	0,2
Hal, meghatározhatatlan	3,5	0,8	7,3	4,1	3,8	0,6	2,1	2,4
Hal, összesen	87,7	98,4	60,2	77,8	48,1	72,7	68,4	93,5
Emlősök (Mammalia)	0,3	+	2,4	0,4	3,8	2,8	0,0	
Madarak (Aves)	1,3	0,1	4,1	4,2			3,2	1,6
Hüllők (Reptilia)			0,8	0,1	7,7	2,7	+	
Kétéltűek (Amphibia)	4,1	1,4	20,3	16,2	30,8	21,2	14,7	4,8
Tízlábú rák (<i>Astacus</i> spp.)			1,6	0,5				
Egyéb gerinctelenek	6,6	+	10,6	0,8	9,6	0,6	13,7	0,2
Mintaszám (n)	205		83		27		60	
Táplálékelemek száma	318		123		52		95	

Megjegyzés: E% – relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, +– 0,05% alatti érték, 2002 június - 2004 május közötti időszak.

**13. melléklet: A barcsi holtágon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és SALLAI 2006)**

Táplálék taxon	Dráva holtág - Barcs							
	Tél		Tavaszi		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	2,9	3,7	2,0	2,8			0,9	0,6
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	5,9	6,1	2,0	10,3	4,0	4,9	0,9	1,8
Lapos/dévékeszeg (<i>Abramis</i> spp.)	2,9	6,7						
Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)			4,1	3,5				
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	2,9	0,2	6,1	4,3	26,0	32,7	17,8	26,6
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	17,6	6,6			4,0	4,3	2,8	2,2
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)							1,9	0,9
Compó (<i>Tinca tinca</i>)							0,9	0,3
Pontyféle (<i>Cyprinidae</i> spp.), nem meghat.	8,8	9,9	4,1	2,2			0,9	0,1
Csíkféle (<i>Misgurnus fossilis/Cobitis taenia</i>)							0,9	0,5
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	11,8	6,4	6,1	4,2	4,0	4,2	7,5	3,9
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)			4,1	2,6			8,4	18,1
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	23,5	56,5	20,4	24,9	20,0	28,9	24,3	34,4
Fogassüllő (<i>Stizostedion lucioperca</i>)			2,0	2,6				
Csuka (<i>Esox lucius</i>)			8,2	8,2				
Hal, meghatározhatatlan	5,9	3,1	10,2	5,5	6,0	0,7	0,9	0,8
Hal, összesen	82,4	99,1	69,4	71,2	64,0	75,8	68,2	90,2
Emlősök (Mammalia)					6,0	11,6	0,9	1,3
Madarak (Aves)	2,9	0,1	2,0	0,7				
Hüllők (Reptilia)			2,0	7,6	10,0	11,9	2,8	3,2
Kétéltűek (Amphibia)			12,2	18,0	4,0	0,2	9,3	2,2
Gerinctelenek (Invertebrata)	14,7	0,7	14,3	2,6	16,0	0,5	18,7	3,1
Mintasám (n)	24		35		30		54	
Táplálékelemek száma	34		49		50		107	

Megjegyzés: E% – relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, 2002 június – 2004 május közötti időszak

14. melléklet: A Dráva régiójában található kisvízfolyások mentén élő vidrák éves táplálék-összetétele (adatok: LANSZKI et al. 2009)

Táplálék taxon	Hal guild	V1		V2		V3		V4		V5	
		N	B%	N	B%	N	B%	N	B%	N	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	E	1	1,1	3	0,8	3	0,8	8	1,6	44	50,6
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	E	12	2,2	88	17,3	200	49,4	224	65,0	1	0,4
Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	S	6	1,9	18	3,0	4	2,0	4	1,3		
Lapos/dévékeszeg (<i>Abramis</i> spp.)	R			2	0,4	1	0,3				
Domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)	R			5	1,3	4	0,6	1	0,1		
Márna (<i>Barbus barbus</i>)	R									2	0,6
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	E	3	0,7	17	2,5	15	3,2	1	0,2		
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	E	12	1,5			2	0,0	1	0,0		
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	E	17	3,1	22	2,7	6	1,3	5	1,0	7	1,8
Razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	S	4	1,0	31	4,0	4	0,2	179	7,7	2	1,4
Amúr (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	E			9	1,7			11	5,3		
Küllő (<i>Gobio</i> spp.)	R	30	8,0					2	0,1		
Compó (<i>Tinca tinca</i>)	S	2	1,2	1	0,1						
Pontyféle, azonosíthatatlan		7	0,7	19	1,7	5	0,5	9	0,4	1	0,2
Csík (<i>Misgurnus fossilis/Cobitis taenia</i>)	S	1	0,5					2	0,3	1	0,1
Törpeharcsa (<i>Ameiurus nebulosus</i>)	S	15	3,2	174	31,0	56	10,1	29	4,5	7	5,1
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	E	24	3,3	47	6,4	45	7,2	7	0,8		
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	E	8	1,7	72	8,2	62	6,6	4	0,2	2	1,8
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	E	5	1,1	22	2,5	7	1,5	5	1,1	7	5,7
Hal, azonosíthatatlan		24	2,1	28	1,4	25	1,6	5	0,4	5	0,5
Emlősök (Mammalia)		23	9,3	29	5,9	13	5,5	14	2,0	4	2,5
Madarak (Aves)		15	4,1	20	1,9	21	4,0	11	1,1	7	2,2
Hüllők (Reptilia)		14	2,1	6	0,7	4	0,1	6	0,7		
Kétéltűek (Amphibia)		124	48,5	55	6,1	17	3,4	45	5,6	25	22,8
Tizlábú rák (<i>Astacus</i> spp.)				2	0,1	35	1,7				
Csíkbagár/csibor (Dytiscidae/Hydrophilidae)		86	2,7	83	0,4	28	0,1	73	0,7	39	3,9
Egyéb gerinctelenek		3	+			3	+	8	+	5	0,3
Növények		7	+	3	+	1	+	7	+		
Mintasám (n)		254		470		308		327		101	
Táplálékelemek száma		443		756		561		661		159	

Megjegyzés: V1 – Gyékényes (Dombó-csatorna), V2 – Berzence (Dombó-csatorna), V3 – Babócsa (Babócsai Rinya), V4 – Barcs-Drávaszentés (Barcs-Komlósi Rinya), V5 – Lakócsa (Korcsina-csatorna).

Összevont adatok: 2002 júniustól 2004 májusig, N = táplálékelemek száma, B% – biomassa számítás szerinti összetétel. Üres helyek az adott taxon fogyasztásának a hiányát jelzik. Hal guildek: R – reofil, E – euriók, S – stagnofil, +- 0,05% alatti érték.

**15. melléklet: A Tetves patakon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és MOLNÁR 2003)**

Táplálék taxon	Nyár		Ősz		Tél		Tavaszi	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)			1,4	3,9			4,4	6,9
Fehér busa (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)							1,1	1,0
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	1,3	1,6			2,5	3,1	8,9	9,7
Lapos/dévékeszeg (<i>Abramis</i> spp.)			2,7	3,1				
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)			1,4	0,6	0,8	0,7		
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)								
Fenekjáró küllő (<i>Gobio gobio</i>)	12,4	12,2	9,5	9,9	1,7	0,9	2,2	2,1
Kínai razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	0,6	0,7	1,4	1,1	7,6	3,6		
Szélhajtó kűsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	1,3	0,2			4,2	2,7	3,3	3,0
Pontyfőle (<i>Cyprinidae</i> spp.), nem meghat.	1,3	0,2			0,8	0,4	3,3	3,4
Réti-/vágó csík (<i>Misgurnus fossilis/Cobitis taenia</i>)	0,6	+						
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	0,6	0,3			1,7	0,8		
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)							1,1	+
Csuka (<i>Esox lucius</i>)			1,4	0,1				
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	0,6	0,4						
Hal, azonosíthatatlan	1,3	1,0	2,8	4,1	2,5	6,8	3,3	0,6
Hal, összesen	20,0	16,6	20,6	22,8	21,8	19,0	27,7	26,7
Cickányfélék (<i>Soricidae</i> spp.)					0,8	0,6		
Pocokfélék (<i>Microtus</i> spp.)	1,3	+	12,3	6,9	2,5	3,2	1,1	+
Kistestű énekesmadár (<i>Passeriformes</i> spp.)	0,6	0,1			0,8	0,1		
Közepes testű madár (<i>Aves</i> indet.)					0,8	0,8		
Mocsári teknős (<i>Emys orbicularis</i>)	1,9	2,1						
Siklófélék (<i>Colubridae</i> spp.)	1,8	4,4						
Zöld levelibéka (<i>Hyla arborea</i>)					0,8	0,3		
Varangy (<i>Bufo</i> spp.)	3,3	4,8	4,1	21,3	1,6	4,3	1,1	1,0
Tavi-/kecskebéka (<i>Rana</i> spp.)	2,6	4,2	1,4	4	29,4	55,4	4,4	8,5
Béka (<i>Anura</i> spp.)	9,8	5,9	31,5	35,1	16,0	8,4	31,1	34,8
Tízlábú rák (<i>Astacus</i> spp.)	47,5	61,6	13,6	8,6	22,7	7,8	33,3	28,9
Csíkbagár/csíbor (<i>Dytiscidae/Hydrophilidae</i>)	2,5	+	4,2	+	1,7	+	1,1	+
Egyéb ízeltlábúak	3,2	+	10,9	0,4				
Puhatestűek (<i>Mollusca</i>)	1,3	0,1	1,4	0,9	0,8	+		
Növények	3,9	+						
Mintaszám (n)	81		34		58		61	
Táplálékelemek száma	154		73		119		90	

Megjegyzés: E% – relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, + – 0,05% alatti érték. Vizsgálat időszak: 2001 júniustól 2002 májusig.

**16. melléklet: Vidrák éves táplálék-összetétele három somogyi lápon
(adatok: LANSZKI és SZÉLES 2006)**

Táplálék taxon	Baláta-tó		Nagyberek		Fehérvíz	
	N	B%	N	B%	N	B%
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	172	77,3	692	90,1	60	17,6
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)					8	2,8
Amúr (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)					1	0,1
Compó (<i>Tinca tinca</i>)	4	1,0	7	0,8	4	0,4
Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)			1	0,1	10	2,2
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	9	2,7	1	0,1	11	1,8
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)			5	0,3	117	17,0
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus</i>)			3	0,1	3	0,3
Kurta baing (<i>Leucaspis delineatus</i>)	1	+				
Küllő (<i>Gobio</i> spp.)					2	0,2
Egyéb kistestű pontyfélék (Cyprinidae)	1	0,1	24	0,9	6	0,4
Meghatározhatatlan Cyprinidae	24	6,0	14	0,6	30	6,3
Réti-/vágócsik (<i>Misgurnus fossilis/Cobitis taenia</i>)	16	2,4			1	0,1
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	31	4,3	10	0,3	55	14,0
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)			2	+	32	6,1
Vágódurbincs (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)					6	0,5
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	2	0,1	2	0,3	27	6,3
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	1	0,1			9	2,8
Meghatározhatatlan hal	16	1,8	17	1,1	16	1,6
Emlősök (Mammalia)	1	+	8	0,1	27	4,8
Kistestű énekesmadarak (Passeriformes)	6	0,8	9	0,3	1	0,1
Közepes testű madarak (Aves, indet.)			10	1,1	4	2,5
Siklók (Colubridae)			7	0,2	1	+
Békák (Anura)	22	3,3	88	3,6	51	7,7
Tíz lábú rákok (<i>Astacus</i> spp.)					68	4,4
Egyéb gerinctelenek	31	0,1	78	0,1	36	0,2
Növények			7	0,1	7	0,1
Mintaszám (n)	199		503		315	
Táplálékelemek száma	337		985		593	

Megjegyzés: összevont adatok 2002 júniustól 2004 májusig. N – táplálék elemek száma, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, +- 0,05% alatti érték.

**17. melléklet: A Lankóci égerlápon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és MOLNÁR 2003)**

Táplálék taxon	Tél		Tavaszi		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)			6,1	14,2	3,3	1,5	2,9	3,1
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)							5,7	3,5
Fenekjáromó küllő (<i>Gobio gobio</i>)							5,7	3,1
Kínai razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	4,9	5,9	3,1	0,9				
Compó (<i>Tinca tinca</i>)			1,5	0,9				
Domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)								
Pontyféle (<i>Cyprinidae</i> spp.)			1,5	0,8			2,9	9,2
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	2,5	0,5			10,1	18,9	2,9	10,3
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	19,5	18,8			6,7	7,5	22,8	27,0
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	26,8	59,1	4,6	2,5	3,3	7,5		
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	9,8	8,9	6,2	17,8	16,7	31,9		
Hal, azonosíthatatlan	2,4	0,1	6,2	9,5	10,0	6,6	8,6	15,8
Hal összesen	65,9	93,3	29,2	46,6	50,1	73,9	51,5	72,0
Cickányfélék (Soricidae spp.)			1,5	1,0	3,3	4,3	2,9	0,4
Pocok (<i>Microtus</i> spp.)			6,2	3,5			8,5	5,9
Kistestű énekesmadár (Passeriformes spp.)			6,2	4,5	3,3	0,7		
Közepes testű madár (Aves indet.)			1,5	0,1			2,9	2,8
Siklófélék (Colubridae spp.)			4,6	3,9				
Tavi-/kecskebéka (<i>Rana</i> spp.)					6,7	9,6		
Béka (Anura spp.)	17,1	5,8	26,2	35,8	10,0	9,4	11,4	16,5
Csíkbagár/csíbor (Dytiscidae/Hydrophilidae)	9,8	0,9	23,1	4,7	20,0	1,9	14,3	1,4
Egyéb ízeltlábúak	4,8	+	1,5	+	3,3	0,1		
Puhatestűek (Mollusca)	2,4	+						
Növények					3,3	0,1	5,7	+
Mintaszám (n)	26		40		18		32	
Táplálékelemek száma	41		65		30		35	

Megjegyzés: E% – relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, +- 0,05% alatti érték. Vizsgált időszaka 1999. decembertől 2001 novemberig.

**18. melléklet: A Középrigóci tavakon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és SZÉLES, kézirat)**

Táplálék taxon	Tél		Tavaszi		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)							0,4	0,7
Ezüstkárász (<i>Carassius auratus gibelio</i>)	33,9	54,7	34,3	69,5	41,8	65,2	77,1	92,7
Kárász (<i>Carassius carassius</i>)	1,2	2,5	1,0	2,6			0,8	1,1
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	7,3	7,3	5,3	1,2	7,9	8,0	8,1	3,8
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)							0,4	0,3
Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)			0,5	1,5				
Szivarványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	0,4	0,3						
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	1,2	0,1	1,0	0,2			0,4	0,1
Kínai razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	10,6	3,3	1,9	0,5				
Compó (<i>Tinca tinca</i>)							0,4	0,3
Pontyfélé (Cyprinidae), nem meghatározható	0,8	0,5	1,9	0,4	4,0	1,3	0,8	0,2
Réti-/vágó csík (<i>Misgurnus fossilis/Cobitis taenia</i>)	0,8	0,9	0,5	0,1			0,8	0,2
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)			0,5	0,5	0,6	0,4	0,8	0,2
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	4,9	2,1	10,1	3,2	15,3	18,1		
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	1,2	0,6	0,5	0,7				
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	12,2	21,9	0,5	0,2	0,6	0,1		
Hal, meghatározhatatlan	1,2	0,2	2,4	0,4	4,0	1,2	2,1	0,4
Rágcsáló (Rodentia)	0,4	+	0,5	+	0,6	+		
Kistestű énekesmadár (Passeriformes spp.)			5,8	1,1	4,0	0,9		
Szalonka (Scolopacidae spp.)			0,5	0,3				
Közepes testmretű madár (Aves indet.)			4,8	4,4	1,7	0,9		
Madártojás					0,6	+		
Siklófélék (Colubridae spp.)					1,7	0,8	0,4	+
Gyík (Sauria spp.)			1,4	0,5	0,6	0,1		
Tavi-/kecskebéka (<i>Rana</i> spp.)			8,2	8,6	0,6	0,7		
Varangy (<i>Bufo</i> spp.)	2,0	3,4	1,4	0,8				
Zöld levelibéka (<i>Hyla arborea</i>)	0,4	+	1,0	0,7	0,6	0,3		
Béka (Anura spp.), meghatározhatatlan	1,6	0,9	5,8	2,7	6,8	1,7	2,1	0,1
Rovarok	19,2	1,2	10,1	0,1	6,8	0,2	5,1	+
Növények	0,4	+			2,3	0,2		
Mintaszám (n)	136		146		104		133	
Táplálékelemek száma	245		207		177		236	

Megjegyzés: vizsgált időszak 2001 decembertől 2003 novemberig. E% – százalékos relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti százalékos összetétel, + – 0,05% alatti érték.

**19. melléklet: A Somogyudvarhelyi tavakon élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és SZÉLES, kézirat)**

Táplálék taxon	Tél		Tavaszi		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	1,6	1,0	2,0	1,1	5,3	0,3	5,3	5,2
Amúr (<i>Ctenopharingodon idella</i>)	0,8	0,4					1,1	2,7
Ezüstkárász (<i>Carassius auratus gibelio</i>)	13,5	15,1	8,2	7,1	7,9	4,5		
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	0,8	0,4	2,0	1,7				
Laposkeszeg (<i>Abramis ballerus</i>)							1,1	1,0
Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	1,6	0,6	4,1	6,4			1,1	0,1
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	1,6	2,8	2,0	1,3	2,6	0,1	8,4	5,2
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	1,6	0,6			2,6	0,4	1,1	1,0
Compó (<i>Tinca tinca</i>)			4,1	4,8			0,0	+
Pontyféle (<i>Cyprinidae</i>), nem meghat.	1,6	1,8	2,0	0,8			1,1	0,4
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	35,7	59,6	34,7	53,5	36,8	75,6	27,4	47,3
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	11,9	6,8			2,6	0,3	14,7	20,5
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	5,6	2,5	4,1	5,1	15,8	15,4	8,4	5,5
Fogassüllő (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	0,8	0,4	2,0	1,2	5,3	0,3	2,1	1,0
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	1,6	1,7	2,0	0,8			3,2	3,0
Hal, meghatározhatatlan	4,0	1,1	6,1	8,4	2,6	0,5	3,2	2,2
Rágcsáló (Rodentia)	2,4	0,2	4,1	1,9	2,6	0,2	3,2	0,2
Kistestű énekesmadár (Passeriformes spp.)			2,0	0,2	2,6	1,4		
Síklófélék (Colubridae spp.)			2,0	0,4				
Kecskebéka (<i>Rana</i> kl. <i>esculenta</i>)	2,4	1,2	4,1	4,3				
Tavi-/kecskebéka (<i>Rana</i> spp.)	1,6	1,0			2,6	0,7		
Zöld levelibéka (<i>Hyla arborea</i>)	0,8	0,7						
Béka (Anura spp.), meghatározhatatlan	4,8	2,1	2,0	1,0	2,6	0,1	5,3	2,8
Tíz lábú rák (<i>Astacus</i> spp.)					2,6	+	4,2	1,7
Egyéb gerinctelenek	5,6	+	10,2	0,1	2,6	0,1	9,5	0,1
Növények			2,0	+	2,6	+		
Mintaszám (n)	78		35		21		48	
Táplálékelemek száma	126		49		38		95	

Megjegyzés: vizsgált időszak 2001 decembertől 2003 novemberig. E% – százalékos relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti százalékos összetétel, +– 0,05% alatti érték..

20. melléklet: A vidra évszakonkénti táplálék-összetétele a Fonói tavon és a Boronka-melléki Tájvédelmi Körzetben (adatok: LANSZKI és KÖRMENDI 1996, LANSZKI et al. 1999, 2001)

Táplálék taxon	Fonói halastó				Boronka-melléki TK			
	1991-1997				1997-1998			
	Tél	Tavaszi	Nyár	Ősz	Tél	Tavaszi	Nyár	Ősz
	Relatív előfordulási gyakoriság, %							
Cickány (<i>Soricidae</i> spp.)	0,1							
Erdeieger (<i>Apodemus</i> spp.)	0,1	0,8	0,8			0,3	0,5	
Vándorpatkány (<i>Rattus norvegicus</i>)				0,2				
Pézsmapocok (<i>Ondatra zibethicus</i>)	0,4			0,2				
Vízipocok (<i>Arvicola terrestris</i>)		1,0						
Erdei pocok (<i>Clethrionomys glareolus</i>)		0,2	0,2		0,3	0,6	0,5	0,4
Mezei pocok (<i>Microtus arvalis</i>)	0,1			0,2				
Rágeszáló (Rodentia spp.)		0,3	0,3	0,2		0,6	0,6	
Mezeinyúl (<i>Lepus europaeus</i>)		0,2						
Őz (<i>Capreolus capreolus</i>) dögg			0,2					
Tengelic (<i>Carduelis carduelis</i>)			0,2					
Seregély (<i>Sturnus vulgaris</i>)						0,3		
Kistestű énekesmadár (Passeriformes spp.)	1,3	3,5	9,6	1,6	0,3	2,9	5,5	1,1
Fácán (<i>Phasianus colchicus</i>)			0,3	0,2				
Vízityúk (<i>Gallinula chloropus</i>)		0,2						
Réce (<i>Anas</i> spp.)								0,6
Szárcsa (<i>Fulica atra</i>)		0,2	0,2					0,4
Vízisikló (<i>Natrix natrix</i>)		0,3	0,8	0,5		0,3		
Vízisikló (<i>Natrix natrix</i>) tojás								
Béka (Anura spp.)	18,5	16,1	15,2	6,3	2,4	11,9	12,6	3,1
Halak (Pisces) *	61,6	67,6	59,7	76,2	91,4	73,5	66,7	89,2
Sáska (<i>Acrioidea</i> spp.)			0,3					
Kékfutrinka (<i>Carabus violaceus</i>)							0,5	0,3
Sárgaszegélyű csikbogár (<i>Dytiscus marginalis</i>)	9,0	3,8	0,8	8,6	4,8	6,1	9,3	3,8
Csikbogár (Dytiscidae spp.)		0,2					0,6	
Csikbogár (Dytiscidae spp.) lárva							0,5	
Pattanóbogár (Elateridae spp.)		0,1						
Katicabogár (<i>Coccinella</i> spp.)			0,3					
Májusi cserebogár (<i>Melolontha melolontha</i>)						0,6		
Galacsinhajtó bogár (Scarabaeidae spp.)				0,2				
Cincér (<i>Cerambycidae</i> spp.)		0,1						
Bogár (Coleoptera spp.)						0,3	0,6	
Szitakötő (Odonata spp.)		0,3						0,4
Darázs (Vespidae spp.)			0,2					
Rovar (Insecta spp.)	1,7	2,2	7,3	2,3	0,3	0,6		
Tizlábú rák (<i>Astacus</i> spp.)								0,4
Közönséges bolharák (<i>Gammarus fossarum</i>)						0,8		
Bolharák (<i>Gammarus</i> spp.)	0,1	0,1			0,4			
Csikpoloska (<i>Naucoris cimicoides</i>)							0,5	
Karimás tányérsíga (<i>Planorbis planorbis</i>)						0,3		0,3
Csiga (Gastropoda spp.)	0,7		0,5	0,8	0,4		1,1	
Szeder (<i>Rubus</i> spp.)							0,5	
Mag	0,1	0,2	0,3	0,4		0,3		
Levél	0,3					0,3		
Pázsitfűfélék (Gramineae spp.)	0,4	0,3	0,2	0,2				
Gyékény/sás (<i>Typha/Carex</i> spp.)	3,3	0,7	1,3	1,8		0,3		
Békalencse (<i>Lemna</i> spp.)	2,3	1,7	1,4	0,2				
Mintaszám (n)	406	699	396	441	413	391	130	346
Táplálékelemek száma	702	1168	631	666	779	592	199	489

Megjegyzés: * részletes haltáplálék-összetétel a 21-23. mellékletekben található

21. melléklet: A haltáplálék-készlet és a vidra haltáplálék-összetétele az 1-3. vizsgált évben a Fónói halastavon
(adatok: LANSZKI és KÖRMENTI 1996, LANSZKI et al. 1999, 2001)

Halfajok	Vizsgált évek											
	1. év (1991 dec. - 1992 nov.)			2. év (1992 dec. - 1993 nov.)			3. év (1993 dec. - 1994 nov.)					
	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet lehalászaskor	Vidra tápláléka	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet lehalászaskor	Vidra tápláléka	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet lehalászaskor	Vidra tápláléka	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet lehalászaskor	Vidra tápláléka
Ponty <i>Cyprinus carpio</i> 3 nyaras felett	5	1,9	0,1	-								
Ponty <i>Cyprinus carpio</i> 3 nyaras	5	70,3	23,7	-								
Ponty <i>Cyprinus carpio</i> 2 nyaras	4	13,0	10,5	33,1	4	5,1	2,2	4,9	3	-	-	3,2
Fehér busa <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>					5	86,1	11,6	1,3				
Pettyes busa <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>					5	0,3	+	-				
Fogassüllő <i>Stizostedion lucioperca</i> 1 nyaras	3	11,0	27,8	-	3	2,5	7,1	3,0				
Harcsa <i>Silurus glanis</i>	5	1,0	0,4	-								
Naphal <i>Lepomis gibbosus</i>	1	2,7	36,5	24,9	1	1,7	18,9	19,4	1	12,5	9,0	17,8
Sügér <i>Perca fluviatilis</i>	1	+	+	3,3	2	+	0,1	2,1				
Kínai razbóra <i>Pseudorasbora parva</i>	1	+	0,2	14,4	1	3,4	56,5	55,7	1	83,4	89,5	64,5
Ezüstkárász <i>Carassius auratus gibelio</i>	3	+	0,2	7,2	3	0,6	0,4	0,4	3	-	-	0,8
Kárász <i>Carassius carassius</i>	3	+	+	0,6					3	-	-	4,8
Lapos/dévér keszeg <i>Abramis ballerus/ A. brama</i>	3	+	+	1,1	1	+	0,2	0,4				
Vörösszámű keszeg <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	+	+	-	2	+	0,1	0,2	2	0,8	0,2	-
Bodorka <i>Rutilus rutilus</i>	2	+	+	-	1	+	0,1	0,8				
Szélhajtó kűsz <i>Alburnus alburnus</i>	1	+	0,2	0,6	1	+	0,4	1,9	1	0,8	0,9	0,8
Compó <i>Tinca tinca</i>	1	+	+	-								
Szivárványos ökle <i>Rhodeus sericeus amarus</i>	1	+	+	-								
Réti/vágó csik <i>Misgurnus fossilis/Cobitis taenia</i>	1	+	+	-	1,2	+	2,4	0,8	1,2	2,5	0,4	1,6
Meghatározhatatlan hal	1	-	-	14,8	1	-	-	9,1	1	-	-	6,5

Megjegyzés: “+” – előfordulás 0,05% alatt, “-” – nem fordult elő a vidra haltáplálékában; B% - halak biomassza szerinti százalékos megoszlása; E% - halfajok százalékos relatív előfordulási gyakorisága. Tömegkat. – halak tömegkategóriái: 1 –50 g alatt, 2 –50-100 g, 3 –100-500 g, 4 –500-1000 g, 5 –1000 g felett.

22. melléklet: A haltáplálék-készlet és a vidrák haltáplálék-összetétele a 4-6. vizsgált évben a fonói halastavon (adatok: LANSZKI és KÖRMEENDI 1996, LANSZKI et al. 1999, 2001)

Halfaj	Vizsgált évek											
	4. év (1994 dec. - 1995 nov.)				5. év (1995 dec. - 1996 nov.)				6. év (1996 dec. - 1997 nov.)			
	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet próbahalászat	Vidra tápláléka	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet lehalszáskor	Vidra tápláléka	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet lehalszáskor	Vidra tápláléka	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet lehalszáskor	Vidra tápláléka
	B%	E%	E%	B%	E%	E%	B%	E%	B%	E%	E%	
Ponty <i>Cyprinus carpio</i> 3 nyaras				4	0,1	+	14,8	4	0,15	+	1,4	
Ponty <i>Cyprinus carpio</i> 2 nyaras				3	35,1	43,3	1,8	3	47,2	45,1	30,7	
Fehér busa <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>				5	35,0	2,6	3,2	5	35,4	2,0	0,3	
Amúr <i>Ctenopharingodon idella</i>				3	17,5	6,5	4,0	3	10,0	2,9	2,8	
Fogasszüllő <i>Silozostedion luciopectera</i>				3	0,6	0,7	0,7	3	0,05	+	0,1	
Csuka <i>Esox lucius</i>				3	0,6	0,4	7,5	3	0,1	+	0,4	
Harcasa <i>Silurus glanis</i>				3	4,7	1,2	0,4	5	0,6	+	-	
Naphal <i>Lepomis gibbosus</i>	1	12,5	9,0	1	0,3	1,4	7,2	1	0,6	2,3	3,6	
Sügér <i>Percu fluviatilis</i>				1	+	+	1,1	2	+	+	0,1	
Kínai razbora <i>Pseudorasbora parva</i>	1	83,4	89,5	1	5,6	41,2	28,2	1	5,3	30,4	52,7	
Ezüstkárász <i>Carassius auratus gibelio</i>	3	1,7	0,4	3	0,1	0,2	12,6	3	0,2	0,3	3,1	
Lapos-/dévér keszeg <i>Abramis ballerus/ A. brama</i>	1*	-	-	2	+	+	2,2	2	+	+	0,1	
Vörösszámnyú keszeg <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	0,8	0,2	2	+	+	1,4	2	+	+	0,7	
Pontyféle <i>Cyprinidae</i> spp.	2			2	-	-	2,9	2	-	-	1,0	
Bodorka <i>Rutilus rutilus</i>	1	+	+	1	+	+	0,4	1	+	+	-	
Szélhajtó kiskéz <i>Alburnus alburnus</i>	1	0,8	0,9	1	0,3	2,2	-	1	0,3	16,9	0,1	
Comó <i>Tinca tinca</i>	2			2	+	+	-	3	+	+	-	
Szivárványos ökle <i>Rhodeus sericeus amarus</i>	1	+	+	1	+	+	0,4	1	+	+	-	
Réti/vágó csik <i>Misgurnus fossilis/ Cobitis taenia</i>	2,1	0,8	+	1	+	+	0,4	1	+	+	-	
Meghatározhatatlan hal	1	-	-	2	-	-	9,0	2	-	-	2,9	
Meghatározhatatlan hal				4	-	-	1,4					
Meghatározhatatlan hal				5	-	-	0,4					

Megjegyzés: „+” – előfordulás 0,05% alatt, „-” – nem fordult elő a vidra haltáplálékában; B% – halak biomassza számítás szerinti százalékos megoszlása; E% – halfajok százalékos előfordulási gyakorisága. Tömegek: – halak tömegkategóriái: 1 – 50 g alatt, 2 – 50-100 g, 3 – 100-500 g, 4 – 500-1000 g, 5 – 1000 g föl

23. melléklet: A haltáplálék-készlet és a vidrák táplálék-összetétele az 1. és a 2. vizsgált évben a Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet Dávodpusztai tavain (adatok: LANSZKI és KÖRMENDI 1996, LANSZKI et al. 1999, 2001)

Halfaj	Vizsgált évek							
	1. év (1996 dec. - 1997 nov.)			2. év (1997 dec. - 1998 nov.)				
	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet lehalászásakor	Vidra tápláléka	Tömeg kat.	Haltáplálék készlet lehalászásakor	Vidra tápláléka		
	B%	E%	E%		B%	E%	E%	
Ponty <i>Cyprinus carpio</i> 3 nyaras felett	5	22,5	2,6	1,1	5	62,9	12,2	1,3
Ponty <i>Cyprinus carpio</i> 3 nyaras	4	0,4	0,2	1,4	4	0,7	0,6	3,2
Ponty <i>Cyprinus carpio</i> 2 nyaras	3	2,6	2,2	1,2	3	0,1	+	1,3
Amúr <i>Ctenopharingodon idella</i>					5	6,9	1,2	1,1
Amúr <i>Ctenopharingodon idella</i>					4	0,8	0,6	0,9
Csuka <i>Esox lucius</i>	5	1,5	0,1	-	5	3,7	1,9	-
Csuka <i>Esox lucius</i>	4	21,9	9,0	1,2	4	1,7	1,2	0,4
Csuka <i>Esox lucius</i>	3	2,5	1,6	4,9	3	1,7	2,9	2,8
Naphal <i>Lepomis gibbosus</i>	1	+	0,8	-	1	0,1	2,3	5,1
Sügér <i>Perca fluviatilis</i>	2	1,7	5,3	3,8	1	2,9	42,8	4,1
Kínai razbóra <i>Pseudorasbora parva</i>	1	+	1,3	20,8	1	0,1	3,4	21,1
Ezüstkárász <i>Carassius auratus gibelio</i>	4	13,7	5,4	0,7	4	9,2	6,7	1,9
Ezüstkárász <i>Carassius auratus gibelio</i>	3	13,7	8,7	61,9	3	8,2	13,8	37,6
Ezüstkárász <i>Carassius auratus gibelio</i>	2	19,4	61,7	0,2	2	0,8	8,1	3,0
Bodorka <i>Rutilus rutilus</i>	1	+	0,6	0,9	1	0,1	1,7	6,8
Réti/vágó csik <i>Misgurnus fossilis/ Cobitis taenia</i>	2	+	0,5	-	2	0,1	0,7	0,2
Meghatározhatatlan hal	2	-	-	0,5	1	-	-	2,6
Meghatározhatatlan hal	3	-	-	0,7	3	-	-	4,9
Meghatározhatatlan hal					4	-	-	0,9

Megjegyzés: “+” – előfordulás 0,05 % alatt, “-” – nem fordult elő a vidra haltáplálékában; B% – halak biomassza számítás szerinti százalékos megoszlása; E% – halfajok százalékos relatív előfordulási gyakoriság. Tömegkat. – halak tömegkategóriái: 1 – 50 g alatt, 2 – 50-100 g, 3 – 100-500 g, 4 – 500-1000 g, 5 – 1000 g felett.

**24. melléklet: A Petesalmi halastörendszeren élő vidrák évszakos táplálék-összetétele
(adatok: LANSZKI és MOLNÁR 2003)**

Táplálék taxon	Tél		Tavaszi		Nyár		Ősz	
	E%	B%	E%	B%	E%	B%	E%	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	7,0	9,2	21,5	31,1	5,5	6,0	17,2	22,6
Amúr (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	0,3	0,3	3,1	3,3	1,8	1,4	2,0	2,5
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	56,6	65,4	23,8	28,2	14,6	7,5	24,2	36,3
Lapos/dévérkeszeg (<i>Abramis ballerus/A. brama</i>)	0,1	0,1						
Vörösszármú keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	1,6	1,1					1,0	0,6
Karika keszeg (<i>Blicca bjoerkna</i>)	0,2	0,2			1,8	3,1		
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	3,3	2,7	1,5	1,8			3,0	3,8
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)			0,3	0,2				
Kínai razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	0,9	0,2	1,3	0,4	1,8	0,3	2,0	0,7
Szélhajtó kűsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	4,0	1,2	1,0	0,9				
Balin (<i>Aspius aspius</i>)	0,1	0,2						
Compó (<i>Tinca tinca</i>)	0,1	0,2						
Domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)			0,3	0,2				
Pontyfőle (<i>Cyprinidae</i> spp.)	2,0	1,3	2,8	1,8	3,6	1,3	3,0	3,8
Réti-/vágó csík (<i>Misgurnus fossilis/Cobitis taenia</i>)			0,6	+				
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	2,5	0,9	3,4	1,1	3,6	1,2		
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	2,7	2,7	1,3	0,7	14,5	9,6	10,1	4,5
Fogassüllő (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	0,1	+	1,0	0,6	7,3	9,8	2,0	1,1
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	0,5	0,2	5,9	7,0	1,8	0,9	2,0	1,4
Törpeharcsa (<i>Ictalurus nebulosus</i>)	10,4	11,8	10,8	11,8	18,2	35,7	16,3	15,9
Hal, azonosíthatatlan	1,6	1,2	5,4	5,0	5,5	20,0	6,1	2,6
Hal összesen	94,0	98,9	84,0	94,1	80,0	96,8	88,9	95,8
Pocokfélék (<i>Microtus</i> spp.)	0,4	0,2	0,8	0,4			1,0	1,4
Csülkös vad (<i>Artiodactyla</i>)	0,3	+	0,5	+				
Kistestű énekesmadár (Passeriformes spp.)	0,4	+	0,5	+	3,6	0,2		
Közepes testű madár (Aves indet.)			0,3	0,3				
Siklófélék (Colubridae spp.)			0,3	0,1	1,8	1,5		
Gyík (Sauria spp.)	0,1	+	0,3	0,1				
Zöld levelibéka (<i>Hyla arborea</i>)	0,1	+	0,3	0,1				
Varangy (<i>Bufo</i> spp.)			0,5	0,7			1,0	0,3
Tavi-/kecskebéka (<i>Rana</i> spp.)	0,4	0,3	2,6	2,2				
Béka (Anura spp.) nem meghatározható	0,9	0,3	4,0	1,7	5,5	1,2	2,0	2,4
Tízlábú rák (<i>Astacus</i> spp.)			0,8	0,2				
Csíkbagár/csíbor (Dytiscidae/Hydrophilidae)	0,9	+	1,7	+	3,7	0,3	1,0	+
Egyéb ízeltlábúak	1,1	+	0,9	+	1,8	+	4,0	0,1
Puhatestűek (Mollusca)	0,3	+	0,3	+			2,1	+
Növények	1,1	0,1	2,3	0,1	3,6	0,1		
Mintaszám (n)	434		255		40		72	
Táplálékelemek száma	754		388		55		99	

Megjegyzés: E% – relatív előfordulási gyakoriság, B% – biomassa számítás szerinti összetétel, + – 0,05% alatti érték. Vizsgálat időszaka 1996 decembertől 1998 novemberig

25. melléklet: A Boronka-melléki TK halastórendszerén élő vidrák biomassa számítása szerinti táplálék-összetétele 2002 decembere és 2004 májusa közötti időszakban (adatok: LANSZKI et al. 2006)

Táplálék taxon	2002						2003						2004					
	Dec	Jan	Feb	Márc	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Szept	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Márc	Ápr	Máj
Emlősök				0,2	0,1					0,3								
N				3	2					1								
Madarak	1,7	3,6		2,2	0,5	29,1	10,0	11,1	14,4		1,0		2,1	1,8			1,7	7,1
N	2	5		13	4	18	5	5	1		3		5	3			5	6
Mocsári teknős																		
N																		
Kétlábúak	2,6	1,8	21,8	5,6	7,6	3,3	2,7	0,5			0,5	0,8	1,2	3,6	6,0	88,3	6,7	
N	4	4	5	32	14	5	1	2	2	2	4	4	4	3	6	106	4	
Hal összesen																		
N																		
Ponty	16,1	15,3	17,9	7,6	60,3	29,8	32,8	10,0	51,2	2,8	2,7	12,7	6,6	2,4	8,5	0,6	21,3	32,9
<i>Carassius spp.</i>	14,9	14,6	5,8	0,4			35,2	2,7	77,5	35,3	15,1	17,4	17,4	2,4	18,0		13,0	23,6
Egyéb pontyfélék	18,1	7,1		1,8		3,6	1,8	4,5	7,7	22,3	46,2	39,4	50,4	50,4	26,4	3,8	17,5	6,2
Törpeharcsa	17,4	5,8	7,7	1,5	2,9	6,1	1,2	12,4		1,5	10,3	19,3	21,2	28,8	23,9	0,2	17,0	9,8
Egyéb hal	27,2	20,2	17,7	11,2	28,4	26,8	57,0	38,1		9,7	27,3	5,5	8,5	11,2	10,0	6,9	22,9	20,3
Gerinctelenek	2,1	19,2	5,1	1,2	0,2	1,2	0,2	14,4	0,3	0,5	0,1	0,1	0,1	1,8	0,2			0,1
N	21	29	10	42	10	12	2	5	7	13	8	10	10	14	3	6	1	4
Növények	0,1									0,1								
N	6									1								
Mintaszám (n)	63	64	15	157	49	43	17	24	7	89	68	118	73	43	20	109	49	33
Táplálékelemek száma	116	102	26	222	78	59	19	48	15	163	112	260	180	86	46	154	57	40

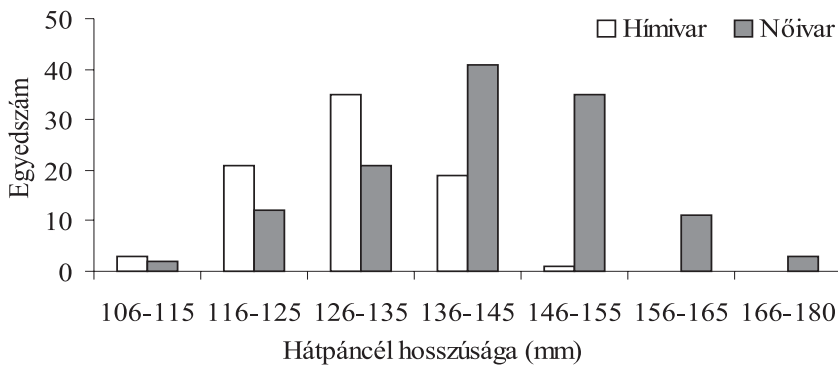
N – taxononkénti táplálékelemek száma, + – fogyasztás 0,05%-nál kisebb arányú.

26. melléklet : A Boronka-melléki TK halastavain mért mocsári teknősök haspáncél és a hátpáncél méretei (átlag \pm SE) (adatok: LANSZKI et al. 2006)

Ivar	n	Haspáncél (mm)		Hátpáncél (mm)	
		Hosszúság	Szélesség	Hosszúság	Szélesség
Hímivar	79	116,3 \pm 0,8	72,5 \pm 0,5	130,5 \pm 0,9	102,9 \pm 0,7
Nőivar	125	133,9 \pm 1,2	82,7 \pm 0,8	140,9 \pm 1,1	109,0 \pm 0,8

Megjegyzés: n – vidrák által zsákmányul ejtett, és a területen élve fogott teknősök adatai alapján összegezve.

27. melléklet: A teknősök hátpáncél hosszúságának kategóriák és ivarok szerinti eloszlása a Boronka-melléki TK halastórendszerén (adatok: LANSZKI et al. 2006)



28. melléklet: Két tógazdaság halteleltető tavai mentén élő vidrák táplálék-összetétele két halteleltetői időszakban (adatok: LANSZKI et al. 2007)

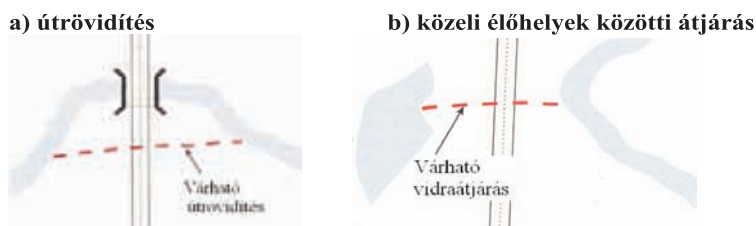
Táplálék csoport	Hal tömeg kat. ^a	Alba Agrár Rt.				Dinnyési Tógazdaság			
		2005		2005/2006		2005		2005/2006	
		N ^b	B%	N	B%	N	B%	N	B%
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	1	13	8,0	16	20,0	12	5,8	13	10,9
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	2	4	3,5	3	2,4	6	4,7	2	2,2
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	3	1	1,4			1	0,6	1	1,0
Amúr (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	1	8	5,5	6	3,0	4	2,3		
Amúr (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	2	3	0,8	1	0,9				
Busa (<i>H. molitrix</i> és <i>A. nobilis</i>)	1			1	0,9				
Ezüstkárász (<i>Carassius auratus gibelio</i>)	1	46	45,6	43	35,5	193	67,0	95	60,1
Kárász (<i>Carassius</i> spp.)	1	3	1,4	3	3,8			1	0,6
Fejes domolykó (<i>Leuciscus cephalus</i>)	2							1	1,1
Vörössz. keszeg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	1					4	1,5		
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	1	34	8,9	3	1,0	1	0,8		
Compó (<i>Tinca tinca</i>)	1	1	0,9			1	0,1	1	0,3
Compó (<i>Tinca tinca</i>)	2					1	1,3		
Szélhajtó küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	1	16	3,7			14	3,1		
Razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	1	144	14,5	82	23,6	22	4,4	17	6,8
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)	1					3	0,9		
Harcsa (<i>Silurus glanis</i>)	2					1	0,7		
Törpeharcsa (<i>Ictalurus/Ameiurus nebulosus</i>)	1					1	+		
Naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>)	1					3	0,2		
Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	1					1	0,1		
Fogassüllő (<i>Sander lucioperca</i>)	1			5	1,7			8	2,7
Fogassüllő (<i>Sander lucioperca</i>)	2							1	1,5
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	1	1	+	5	1,6			9	7,3
Csuka (<i>Esox lucius</i>)	2	2	0,9			1	0,3		
Meghatározhatatlan hal	1	1	0,7	7	4,2	4	2,1	6	4,0
Meghatározhatatlan hal	2	6	1,1	1	0,8	3	0,4		
Meghatározhatatlan hal	3					1	1,3		
Meghatározhatatlan hal	4					1	1,6		
Rágcsáló (Rodentia)						2	0,2		
Kistestű énekesmadár (Passeriformes)		1	+			3	0,1		
Réce (<i>Anas</i> spp.)		2	3,1			1	0,1		
Béka (Anura)				3	0,6	4	0,1	7	1,6
Tízlábú rák (<i>Astacus</i> spp.)						1	+		
Vízibogarak		3	+	4	0,1	23	0,2	5	0,1
Csiga (Gastropoda spp.)				3	+			2	+
Apró mag				1	+				
Mintaszám (n)		62		92		72		89	
Táplálékelemek száma		289		187		312		169	

Megjegyzés: Összevont adatok a két vizsgált teleltetői időszakra vonatkoznak (2005 január-március, illetve 2005 november – 2006 március). ^aHaltömeg kategóriák, 1– <100 g, 2– 100-500 g, 3– 501-1000 g és 4– 1000 g felett, ^bN – előfordulási esetszám, B% – biomassa számítás szerinti százalékos összetétel, + – 0,05% alatt, üres cellák azt jelzik, hogy az adott taxont nem mutattuk ki.

29. melléklet: Utak alatti vidraátjárók kialakításának lehetőségei

A közúti forgalom negatív hatása

Napjainkban a vidraállományt negatívan befolyásoló tényező különösen az őszi-téli táplálékhiányból adódó migráció miatti elgázolás, amely összefügg a sűrű közúthálózat- tal és a közúti forgalom folyamatos növekedésével. Ez nemcsak az egyedek pusztulását, hanem az állomány fragmentálódását is okozhatja. A vidra migrációja főként folyók, csatornák, patakok (és vízfolyásra létesített tavak) mentén zajlik, a gázolások főként a vízfolyásokat átszelő közutak közelében fordulnak elő. Leginkább a halastavak, vagy tógazdaságok közelében számolhatunk közútra feljutó vidrával (222/a,b. ábra).



222. ábra: Vidrák várható átjárási helyei utakon (GROGAN et al. 2001 nyomán)

GROGAN et al. (2001) összegzése szerint a vidraelütések száma az esős időszakban emelkedik meg ugrásszerűen, amikor a csatornák, patakok, folyók vízszintje hirtelen megemelkedik, áramlásuk sebessé, vizük zavarossá válik, így halfogásra alkalmatlanok. Ekkor a vidrák alternatív zsákmány szerzésére kényszerülnek, amit vizek közelében, de szárazföldön találnak meg. GROGAN et al. (2001) további megfigyelése, hogy legtöbb elütés a szürkületi órákban következik be, amely a vidrák egyik fő aktivitási időszaka. Ekkor, a járműforgalom a munkába, illetve haza tartók miatt is nagyobb, különösen a rövidnappalos időszakban. A kritikus útszakaszokon vidrára figyelmet felhívó jelző táblát (KRUUK 1995) helyeznek el, amely hasonló kivitelű, mint a vadveszélyt jelző tábla.

Átjárók és használatuk

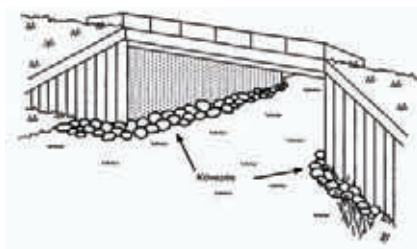
Számos lehetőség alkalmazható a hidak alatti környezet vidra (és más állatok) átjárása számára való alkalmassá tételére. Dániai tapasztalatok alapján MADSEN (1994, 1998) többféle gyakorlati megoldást javasol az új (létesítendő) és a már meglévő, de jelenleg vidra és más állatok számára átjáróként kevésbé alkalmas út alatti átjáró területek (hidak, alagutak) kialakítására.

MADSEN (1994) ajánlása szerint, a híd közelében a vízfolyás partjára célszerű fákat, bokrokat ültetni, - esetleg, ahol lehet, a patakmederben kismértékű törést kiképezni. A bokrok, fák között az állatok megpihenhetnek, környezetüket alaposan áttekinthetik, mielőtt a híd alatt, vagy az átjáróban átkelnének. Az úttal párhuzamosan terelőháló kialakítása szükséges, mely az úton átkelni szándékozó állatokat a híd alá vezeti.

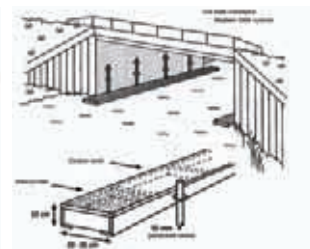
MADSEN (1998) a hidak alatti terület kialakításakor két fő lehetőséget említ. Mindkét megoldás akkor fontos, ha a vízfolyás teljes szélességében kitölti a híd alatti teret. Az egyik esetben – kis vízszint ingadozású vízfolyásokon – a parton, a híd lábánál körben, nagyméretű (dinnye nagyságú) köveket helyeznek el (223/a. ábra), melyeket a víz nem

tud elsodorni. A kövek kézzel történő egyenkénti elhelyezése biztosítja, hogy az így kialakított pad nem szakad össze. A kövezés magassága olyan legyen, hogy a tavaszi, magasabb vízálláskor sem kerüljön a felszíne víz szintje alá. A másik megoldást jelentősebb vízszint ingadozású patakok hidjánál alkalmazzák. A híd alatt a betonfalra 50 mm átmérőjű galvanizált csöveket rögzítenek úgy, hogy a cső és a fal között legyen elegendő szabad hely egy csúszó drótkarika számára. A híd alá fából készített lebegésre képes dobogót szerkesztenek, melynek magassága 10 cm, szélessége 30-35 és cm a híd mindkét végén kb. 1 méterrel hosszabb. Ezt az „úszó” alkalmatosságot, a híd hosszától függően több ponton a falra rögzített csövekhez illesztik úgy, hogy a mindenkori vízszintnek megfelelően képes legyen emelkedni, vagy süllyedni (223/b. ábra).

a) kövezett vidraátjáró



b) úszó vidraátjáró



223. ábra: Híd alatti terület kialakítása kövezéssel és „úszó” átjáróval
(MADSEN 1998 nyomán)

Angliában 181 ellenőrző ponton végzett vizsgálatban 25 év alatt 203 vidra elütést regisztráltak (GROGAN et al. 2001). Azt tapasztalták, hogy a vidragázolások 70%-a a kopár útszakaszokon, 21%-uk fás területen és mindössze 9%-uk történt lakott terület közelében. Gyakoribb volt az elütés a bukógátas hidak közelében. Hasonló problémák adódtak a zsilipekkel ellátott vízfolyások esetében is. Ezek esetében az út jobb („természetesebb”) alternatívát jelent a vidrák számára, ami azután a veszélyeket okozhatja. Az esetek 40%-ban a vidrák nem vízközei átkelés közben váltak a forgalom áldozatává. Ahol a gázolási esetek az esetek megisméltődnek, ott terelő háló elhelyezése javasolt.

Alagutak

A brit kutatók a vízfolyásokra épített hidaktól mindössze néhány méterre további alagutat alakítottak ki. GROGAN et al. (2001) javaslata szerint ezek alja a patak vízszintje felett legyen, és ha lehet, legalább 1-2 méterrel hosszabb legyen mint a pályatest szélessége (de legalábbis a híd szélességénél hosszabb legyen). Az alagutak kialakításának az az oka, hogy áradás esetén a vidra a parton mozog és szívesebben kel át a száraz átjárón, mint a híd alatt örvénylő vízben. Az átjáró átmérője az átjáró hosszától függően eltérő (20 m alagút hosszúságig minimum 600 mm átmérő, 20 és 50 m között 900 mm, valamint 50 m feletti alagút esetén 1000 mm). Az alagút vége szabadba nyíljon (ne záródhasson el földdel, törmelékkel) és átlátható legyen (vagyis vízszintes kialakítású), különben az állatok nem mernek bemenni.

Terelőhálók

GROGAN et al. (2001) javaslata szerint a terelőhálók elhelyezése az alábbiak szerint történjen: föld felett 1500 mm függőlegesen, plusz a háló teteje 45 fokos szögben meg-

törve a környező területek irányába (ahonnan az állatok várhatók) további 300 mm. A föld alá mindenképp be kell helyezni a drótháló alját, különben az állatok (róka, borz, vidra) alákaparnak és alábújnak. A föld alatt a háló függőlegesen 500 mm-re legyen lefektetve, majd derékszögben megtörve (szintén az állatok várható haladási iránya felé) további 300 mm beásása szükséges. Ez utóbbi megoldás a borzok miatt lényeges, melyek egyébként képesek a háló alá mélyebben is beásni. Így a beépítésre alkalmas (ideális) háló teljes szélessége 2,6 m. A terelőhálót úgy kell az alagút vagy a híd (illetve ezek kombinációjának) a széleihez illeszteni, hogy azokon sem felmászva, sem áttörve ne jussanak át az állatok. Ilyen hibákra, amikor a háló és az átjáró nem töltötte be funkcióját, például a szándékos emberi rongálásra és az ellopásra vonatkozóan GROGAN et al. (2001) számos esetet említettek. A hálót nem korrodáló anyagból, vagy bevonattal célszerű készíteni. Az ideális drótháló drótvastagsága 3 mm, lyukbőssége kisebb, mint 25 mm. Ezek a méretek a borzok miatt lényegesek, melyek a dróthálót képesek átszakítani, tönkretenni. Amennyiben nincs lehetőség az út teljes hosszában ilyen háló használatára, akkor a vízfolyástól (átjárótól) számított 150 m távolságból célszerű a hálót telepíteni, természetesen mindkét irányból és az úttest mindkét oldalán. Ahol lehetőség van rá, további V alakban elhelyezett háló is használható, mely a híd/átjáró irányában szűkül, ezáltal az állatok terelése nagyobb valószínűséggel zajlik a helyes irányban, vagyis az átjárók felé, és ritkábban fordulhat elő, hogy mégis feljutnak az úttestre. Amennyiben olyan helyen található, ahol nincs vízfolyás, a háló hossza mindkét irányban legalább 250 m legyen. Az alagúton történő sikeres, ill. problémás átkelést a ragadozók memorizálni képesek. A hagyományos vadhálók/vadkerítések – a fentiek értelmében – természetesen a ragadozó emlősök többségének a terelésére nem megfelelőek. A terelőhálók és az alagutak állapotát rendszeresen szükséges ellenőrizni. A vidra 50 mm átmérőjű résen már képes átjutni.

Egyéb vadriasztó eszközök

Fényvisszaverő prizmak használata is hatásos lehet az úttesten átkelni szándékozó állatok (időleges) visszatartásában. Erre olyan piros színű, háromszög keresztmetszetű prizmakat használnak (GROGAN et al. 2001), amelyeket az út mellett (50 méterenként) elhelyezett piros, ill. fehér fényvisszaverő szalaggal ellátott (vagy közvetlenül a riasztásra kihelyezett) oszlopokra rögzítenek a hidak, átjárók, vadveszélyes váltók közelében. A háromszögű prizmat úgy helyezik el az oszlop felső végén, hogy egy oldala illeszkedik az oszlophoz, az éle pedig kifelé „néz” az út széle felé. Ekkor a gépkocsik lámpájáról a prizmára vetődő fény az úttest széle irányában, a reflektornál sokkal nagyobb szögben is kivetítődik. Ennek következtében az átkelni szándékozó állatok jármű közeledésekor a rejtkehelyükön maradnak.

Angliában az Autópálya Felügyelőség és a kutatócsoport (GROGAN et al. 2001), együttműködésben egy éven keresztül monitorozták az átjárók használatát. Ennek során bejárták mindazokat a pontokat, ahol vidra elütés fordult elő, illetve automata infra megvilágítású fényképezőgépeket helyeztek el azokon a pontokon, ahol tesztelni lehetett a különböző típusú átjárókat. A tapasztalatok szerint a monitorozást elsősorban a fő migrációs időszakban célszerű elvégezni (nálunk ősz közepétől tavasz közepéig). A vizsgálatban GROGAN et al. (2001) megállapították, hogy: 1) a vidra inkább választja átkelésre a híd alatti területet, mint a híd felettit, 2) a vidrák szárazon gyalogolva és úszva egyaránt választják a híd alatti területet átkelésre, 3) a vidrák inkább gyalog kelnek át a hidak alatt, ha nagy a folyó sodrása. További megfigyelések szerint (REUTHER 1980), a vidrák inkább gyalogolnak a folyásiránnyal szemben haladva és inkább úsznak, ha a folyásiránnyal megfelelő irányba tartanak.

Wild living otters in Hungary

The present book features the Eurasian otter (*Lutra lutra*) as investigated between 1991 and 2008 in Hungary. The main topics and results are the following:

Distribution and factors influencing occurrence of otters

The aim of the study was to test a new otter survey method recommended by the IUCN/OSG, and supplemented with Hungarian experiences, on the catchments of the Drava, Kapos, Koppány and lower part of the Danube River. The survey was performed between December 2006 and 2008. Evidence of otter presence was found in 344 out of 390 localities examined. Otters inhabited all the studied stagnant waters but occurred more rarely in smaller streams (76%). Occurrence (provable) of otters declined statistically along narrow water courses (especially <1 m), in shallow water (<30 cm), in less natural habitats, at bridges formed from pipes or bridges without a shoulder (berm), with increasing intensity of waste deposition, water pollution, road traffic, size of settlement, and disturbance. By using similar survey methods a more accurate picture can be drawn concerning the status and population dynamics of otters and the factors affecting their occurrence in Hungary. Results may be utilized in the otter action plan and in the habitat management plans.

Relative spraint density and genetic structure of otter along the Drava River in Hungary

In this study we used genetic based approaches to estimating population size and structure of the Eurasian otter along the Drava River in Hungary, and compared these results to traditional survey based methods. The relative spraint density of otter was estimated based on the number of fresh (D_f) and total number (D_t) of spraints collected on standard routes over a two-year period. Nine microsatellite loci were screened, generating 17 individual otter genotypes composed of 45 different alleles. The expected heterozygosity ranged from 0.53 to 0.89 and observed heterozygosity from 0.25 to 0.92. The mean density (D_g) estimated over six different sites was 0.17 individuals per km of shoreline. A close correlation was found between the number of genotypes and spraint counts along a standard route (fresh spraints: $r_p=0.85$, $P<0.01$; total spraints $r_p=0.76$, $P<0.05$). All genotypes found within the 50 km-long study area were closely related (D_m ranged between 0.08 and 0.21).

Genetic structure of otters from two fishpond systems in Hungary

Little is known about the genetic structure and population size of the elusive and nocturnal Eurasian otter living by fishponds. The aim of this study was to determine these parameters (genetic structure and population size) on two areas (30-ha A1 and 83-ha A2) in Hungary using non-invasive sampling methods for molecular testing (collecting fresh spraints on standard routes monthly over a two-year period). Nine microsatellite loci were screened, generating 18 and 15 individual otter genotypes composed of high number of alleles (47 different) with males being the dominant sex. In the area A1 all otters were detected only once, and so most of these were presumed to be transient, while on the A2 area most otters were resident forming two families. The estimated otter density was three times higher on area A1 (possessing higher fish availability) than on area A2.

Biological data from post mortem analysis of otters in Hungary

We examined the characteristics of reproduction parameters, stomach content and inner organ weights of the otter (male, n=67, female n=57, unknown n=3). These otter carcasses were collected in Hungary between 1999 and 2006 and most (90.6%) were collected as road casualties. In breeding females (n=28), the mean (\pm SE) number of placental scars was 2.22 ± 0.17 . One female was pregnant with embryos. Suckling was detected in four females, and the number of active teats (2-4) was equivalent to the number of placental scars. Reproduction period, calculated from the age of juveniles, was long (from winter to summer). No seasonal difference was found in the gonado-somatic index values of adult males, and births were estimated to have occurred from winter to summer. The stomach was empty in 31% of the cases, while mean weight of the stomach content was 49 g. The main food eaten by the otters was small-sized, non-commercial fish. In the adult age group, the organ weight index of the kidneys ($P < 0.01$) and adrenal glands ($P < 0.05$) was greater in females, while in the case of the other organs: heart, liver, spleen, thyroid glands and lungs, no significant difference was found.

Morphologic parameters and causes of death in otters in Hungary, as shown by post mortem analysis

Morphologic parameters and causes of death of the strictly protected otter was examined in carcasses collected between 1999 and 2006 (male n=67, female n=57, unknown n=3). The mean weight of adult males was 8.68 kg, and that of females was 6.02 kg ($P < 0.0001$). The body lengths of males and females were 694 mm and 629 mm ($P < 0.0001$), and tail lengths were 430 mm and 392 mm, respectively ($P < 0.0001$). Values of the condition index (KI) of adult males and females were 1.31 and 0.95 ($P < 0.0001$). KI did not change significantly according to season ($P > 0.05$). Occurrence of wounds on food pads and claws (n=19 and 16 cases) were accidental, and there were no relationships between wounds and sex, body weight or condition. The percentage of traffic mortalities was 90.6% of causes of death. In addition, poaching, bite wounds by dogs, presumed poisoning and drowning in fish-trap (totalling 7.9%), and rarely attack by otters and disease (1,6%) also occurred. The condition of road-killed otters were significantly better, in comparison with others ($P < 0.05$).

Metal levels in tissues of Eurasian otters from Hungary: variation with sex, age, condition and location

Liver samples of otters from various parts of Hungary were analyzed for mercury, copper, zinc, lead and cadmium. Only zinc concentration was significantly higher in females. Higher mercury and cadmium concentrations in adults and higher zinc values in immature otters were measured. Accumulation of mercury, copper and zinc in tissues increased with the declining condition of animals. Mercury and copper were detected with higher values in samples from large rivers.

Comparison of the feeding habits of Eurasian otters on a fast flowing river and its backwater habitats

The diet and feeding habits of otters were studied by spraint analysis over a two year period, on three sections of the Drava River and three backwaters, in south-west Hungary. The primary food was fish (mean: 89.8% and 87.5% for riverine and backwater habitats, respectively); otters living in riverine habitats compared to backwaters consumed more birds (3.9% and 0.7%, respectively), less mammals (0.5% and 0.9%, respectively), less reptiles and amphibians (5.6% and 10.2%, respectively) and less invertebrates (0.1% and 0.6%, respectively). In riverine habitats otters preyed more

frequently on larger fish than in backwaters, but the main fish prey was small-sized (below 100 g in weight, 85.6% and 91.7%, respectively). On river sections they preyed more frequently on reophil (flow preferring fish, 18.9% and 3.3%, respectively), and less on stagnophil fish (stagnant waters preferring, 9.8% and 24.5%, respectively) than in backwaters. The main fish prey was eurytopic (tolerant of rivers and stagnant waters, 71.3% and 72.2%, respectively). Preference (by Ivlev's electivity index, E_i) in the Drava River for various fish guilds differed, as the otters preferred eurytopic ($E_i=0.30$) and stagnophil fish ($E_i=0.24$), and avoided reophil fish ($E_i=-0.58$). Otters did not threaten the rare, flow preferring fish species and the main diet consisted of economically unimportant species.

Diet composition of otters living on small watercourses in south-western Hungary

The diet composition of otters was studied by spraint (faecal) analysis (n=1460 samples), over a two-year period, on five sections of stream and channel in the Drava region of south-west Hungary. The primary food item of otters was generally fish (range: 33.3-89.9%, biomass estimation), with amphibians of secondary importance (3.4-48.5%). Highest fish consumption was found in winter and lowest in spring. Amphibians were eaten more in spring than in winter. Mammals (range 2.0-9.3%), birds (1.1-4.1%), reptiles (up to 22.2%), crayfish (up to 1.7%) and insects (0.1-4.2%) were consumed at low levels. Trophic niche breadth did not differ significantly between areas, though the widest and lowest seasonal values differed greatly (summer $B=2.48$, winter $B=1.12$). Otters preyed mainly on small fish (<100 g in weight, range 88.0-96.9% biomass) in all study areas. Eurytopic (mean 72.7%) and stagnophilic fish (mean 21.7%) were taken preferentially, with lesser consumption of reophilic species (mean 5.6%). Non-native fish were taken most often (mean 71.0%, e.g. gibel carp, brown bullhead). Results indicated that small water courses can play an important role as regards otter habitat and, as such, should receive more attention when assessing habitats for otter.

Feeding habits of otters living on three moors in the Pannonian ecoregion

Diet composition and feeding habits of Eurasian otters living on three moors (Baláta, Nagyberek and Fehérvíz) in Hungary were studied over two years using spraint analysis (n=199, 503 and 315 samples from the three moors, respectively). The food and presence of otters in the first moderate and second drought year, when the moors dried during the summer period, generally differed. Area-dependent variations in the diet were also found. The primary food source was fish (biomass estimation for the first and second year: Baláta 94.4% and 99.9%; Nagyberek 93.9% and 71.5%; Fehérvíz 66.4% and 82.1%). Most fish (mean: 94.6-99.9%) were small-sized (<100 g in weight), and the most frequently taken species was *Carassius* spp. On moors, which are dependent on rainfall and ground-water only, during or after periods of drought otters temporarily changed their diet from optimal prey (fish) to sub-optimal prey (e.g., waterfowl) and they often left the habitat entirely. On moors with small canals, during periods of drought otters kept fish as the dominant food source, and weathered out extreme environmental local conditions.

Diet of otters living in three different habitats in Hungary

The seasonal diet composition of Eurasian otters living by an eutrophic fish pond system, a wetland alder forest, and a slow-flowing stream located in south-west Hungary was investigated by spraint analysis (n=801, 116 and 234 samples respectively). Both percentage relative frequency of occurrence (%O) and biomass (%B) of food items (calculated by coefficients of digestibility) were estimated. The food composition of the

otters living in the three areas differed significantly ($P < 0.001$). The dominant food of the otters living by the fish pond system was fish (with 80-94 O% and 94-99 B%). The primary food source for otters living in the alder forest was also fish (29-66 O%, and 47-93 B% respectively), although amphibians played a significant role during spring (31 O% and 40 B%). From autumn to spring the food sources of primary importance to otters living in the area of the stream were amphibians and reptiles (together 37-48 O% and 44-69 B%) but, in summer, the crayfish (*Astacus* spp.) was dominant (54 O% and 62 B%). Close correlation was found between relative frequency of occurrence and biomass of food items.

Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters living by eutrophic fish ponds

In this study the predation and fish prey selection of otters living by eutrophic fish ponds on agricultural land and in a protected area of temperate climate were investigated. The correlations between fish in the diet of otters (shown by spraint analysis of 1942 and 1280 samples for the two habitats) and the fish stock available (by harvest and sample fishing) were generally close. Prey selection was significantly related to selected species of a particular size range ($P < 0.01$). Preference calculations were performed with Ivlev's index of preference (E_i , min.: -1, max.: +1). Regardless of species, the otters avoided ($E_i = -0.51$) fish heavier than 1000 g, with a preference for individuals weighing between 500 and 1000 g ($E_i = 0.79$). No substantial or clear preference was observed in the weight range below 500 g ($E_i = -0.02-0.38$). The preference for fish in accordance with their characteristic sites of occurrence within the body of water was also significant ($P < 0.01$). They avoided fish living primarily in open water ($E_i = -0.64$) and to a lesser degree those occurring near the pond bed ($E_i = -0.22$). They favoured fish inhabiting the area with a covering of aquatic plants ($E_i = 0.46$), and showed a preference to a lesser degree for fish living in the shallow littoral regions ($E_i = 0.14$). With the cessation of fish farming and the effect of the drastic changes which occurred in the vegetation the otters fed substantially on the stock of alternative sources of prey which, although available, were merely linked to the aquatic environment (i.e., amphibians and water insects); at such times, depending on season, fish became a secondary source of prey.

Factors affecting the predation of otter on European pond turtle

In this case study, the ecological background of an unusual hunting behaviour was investigated, when otters preyed upon European pond turtles (*Emys orbicularis*) in a Hungarian fish pond system during a period of 18 months. Predation on turtles was found only during cold periods (as shown by spraint analysis and also by the collection of 182 turtle carcasses in 2003). The relationship was not close between fish availability and turtle consumption ($r_p = -0.325$, $P = 0.19$). The crude protein content of the turtle head and leg was higher than that of fish, frog and turtle body, while the energy content of the samples was similar. The mean body weight of the turtles killed (460 g) fell within the range of the optimal prey size of the otter. Turtles were used as cache foods by otters during extreme environmental conditions (as in a long winter), but occurred only rarely as buffer foods during a moderate winter. In fish ponds, the conservation of the co-existent otter and turtle depends on pond management. The maintenance of a higher fish availability in ponds during winter makes it possible to avoid the need to acquire a proper hunting technique on turtle, indicated by the scarcity of the primary fish food.

Diet and fish choice of otters in fish wintering ponds in Hungary

The diet composition and fish preference of piscivorous Eurasian otters were studied in two fish farm systems in Hungary using spraint analysis during two wintering periods. The primary food source of otters in both fish farms was fish (97-99% of biomass). The main fish prey was small-sized, below 100g in weight (96% in both areas), while fish prey above 500 g comprised only 0.1-0.4% of the diet. The bulk of the otters' diet consisted of less valued species, especially non-native Prussian carp (*Carassius auratus gibelio*). Consumption of commercial fish species ranged between 15% and 31% of the total diet. Otters preferred fish below 100g in weight (Ivlev's selectivity index, $E_i=0.65-0.70$), and showed a lesser preference for (or avoided) fish above 100 g in weight ($E_i=-0.37-1.00$). With regard to species distribution, otters preferred small (<100 g) grass carp (*Ctenopharyngodon idella*), zander (*Sander lucioperca*), pike (*Esox lucius*), Prussian carp, topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*), while they consumed common carp (*Cyprinus carpio*), the most important commercial species, proportionally to its abundance in the environment ($E_i=-0.18-0.29$).

