

A vidra előfordulása és az előfordulását befolyásoló tényezők a Balaton északi vízgyűjtőjén

DÉVAI ZSÓFIA¹ és LANSZKI JÓZSEF^{2*}

¹ Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, 8360 Keszthely, Deák Ferenc utca 16.

² HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno utca 3.

* E-mail: lanszki.jozsef@blki.hu

Kivonat. A vidra (*Lutra lutra*) a vízi életközösségek emlős csúcsragadozója. Érzékeny az antropogén zavaró tényezőkre, többek között a szennyezésre, így a vizes élőhelyek egészségének indikátor faja. Előfordulásának ismerete és állományának felmérése fontos információkat szolgáltat a természet- és a környezetvédelem számára is. Terepi felmérésünket 2023 télvégi időszakában a Balaton északi vízgyűjtő-területén 104 mintavételi helyszínen végeztük, standard vidra előfordulás és élőhely felmérő módszert alkalmaztunk. A felmért helyszínek kétharmadán kimutattunk vidra előfordulására utaló elsődleges nyomjeleket (pl. ürülék, lábnyom). Figyelemfelkeltő a negatív helyszínek magas aránya (34%), ami az azonos módszerrel végzett magyarországi felmérésekhez képest a legrosszabb. Pozitív helyszíneket legnagyobb arányban a Balaton parti sávjában (92%), legkevesebbet kisvízfolyásokon (52%) találtunk, utóbbiak egy része a felmérés időszakában ki is volt száradva. A régióban a vidra számára a legmegfelelőbbek az 1 méternél mélyebb vizű, a foltszerű és összefüggő lineáris mintázatú növényzeti típussal rendelkező vizes élőhelyek. Az emberi tényezők közül jelentős hatással van a faj jelenléte a személtlerakás mértéke. A vidra jelenlétének a kimutatásában fontos szerepet játszanak a hidak, mert a híd alatti padka preferált jelölőhely. A padka nélküli híd típusok esetén volt a legrosszabb a jelenlét kimutatás. Felhívjuk egyben a figyelmet az egyre gyakoribb aszályok és a meder-átalakítások miatt a kisvízfolyások veszélyeztetett helyzetére is.

Kulcsszavak: antropogén tényezők, élőhely felmérés, indikátor faj, kisvízfolyás, *Lutra lutra*, parti sáv, vizes élőhelyek

Elfogadva: 2026.06.04.

Elektronikusan megjelent: 2026.06.22.

Bevezetés

A közönséges vidra (*Lutra lutra* LINNAEUS, 1758) Eurázsia vízi táplálékhálózatainak meghatározó természetes ragadozója (KRUUK 2006). A második világháborút követő évtizedekben kontinens léptékű állománycsökkenést figyeltek meg, amit főként a drasztikus környezeti szennyezésekre, elsősorban a szerves klórszármazékok és egyes fémek elemek bioakkumulációjára vezettek vissza (MASON & MACDONALD 1986, SMIT *et al.* 1998). A vizes élőhelyek állapotában bekövetkezett általános javulás és a védelmi intézkedések eredményeként európai állománya napjainkban ismét növekszik (CONROY & CHANIN 2002, LOY *et al.* 2024). A faj ugyanakkor sérülékeny, állományainak stabilitása az élőhelyeit érintő tudományos ismeretekre épülő természetvédelmi intézkedésektől függ.

A vidra a magashegységek kivételével vízfolyások, állóvizek (pl. tavak, mocsarak, lápok), tengerpartok és településeken található vizek mentén is előfordul (MASON & MACDONALD 1986, LOY *et al.* 2024). A búvóhelyekben és táplálékban gazdag magyarországi felszíni vizeink többségén megtalálható (LEHOCZKY *et al.* 2016). Hazai állománya a 20. század második felében nem hanyatlott, azonban az országrészek közötti különbségek számottevőek (LEHOCZKY *et al.* 2015). A faj szerepel a Washingtoni Egyezmény I., a Berni Egyezmény II. függelékében (az egyezmény címerállataként is), továbbá az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelvének (43/92/EGK) IV. és II. mellékletében, Natura 2000-es közösségi jelölő faj. Magyarországon 1974-től védett, 1982-től fokozottan védett státuszú faj, természetvédelmi értéke 250.000 Ft (RAKONCZAY 1989, NECHAY 2005). Az IUCN Vörös Listáján veszélyeztetettséghez közeli (Near Threatened) besorolását (LOY *et al.* 2024).

A vizes élőhelyek globálisan a leginkább veszélyeztetett élőhelyek közé tartoznak: becslések szerint ezek vesztesége 1700 óta elérte a 21%-ot, a csökkenés üteme, főként a mezőgazdasági művelés terjeszkedése miatt a 20–21. században 3,7-szeresére gyorsult (FLUET-CHOUINARD *et al.* 2023). A Kárpát-medencében a 19. századtól gyorsult fel a vizes élőhelyek átalakítása (NÉMETH *et al.* 2021). Ebben az időszakban Magyarországon a vizes élőhelyek mintegy 97%-a eltűnt (BÖHM 2011, LÁJER 1998), de a kedvező földrajzi helyzetünknek köszönhetően az ország ma is gazdag felszíni vizekben. A vizes élőhelyeket napjainkban is veszélyeztetik az emberi tevékenységekre visszavezethető negatív hatások, így például a kiszáritás, a patakmeder-átalakítás, a beépítés és az intenzív növénytermesztés (BOBBINK *et al.* 2006, TOUSIGNANT *et al.* 2010).

A vidra, mint esernyőfaj védelme és kutatása számos más, vele közösséget alkotó faj védelmét is szolgálja, és hozzájárul a vízi életközösségek integritásának megőrzéséhez. Előfordulásának ismerete és állományának felmérése ezért fontos információkat szolgáltat a természet- és környezetvédelem számára. A vidrapopulációk aktuális helyzete és az antropogén zavaró hatások közötti összefüggések megértéséhez nélkülözhetetlen a faj életmódjának és az előfordulását befolyásoló tényezőknek az ismerete. Ismert, hogy előfordulását számos környezeti és emberi tényező befolyásolhatja (összegzés, KEMENES 1995, KRUUK 2006, LANSZKI 2009, LOY *et al.* 2024), többek között az élőhely típusa, a vízparti növényzet borítása, a vízfolyás szélessége és a vízmélység, a part meredeksége és fizikai állapota, valamint a híd típusa és az átjárást biztosító padka jellege.

Az 1990-es években a Balaton északi vízgyűjtőterületét is magukban foglaló országos felmérések (PETRÓCZI 2000, KEMENES 2005) a faj széleskörű elterjedését és stabil jelenlétét mutatták. Célunk a vidra előfordulásának újabb felmérése volt a Balaton északi vízgyűjtőterületén, valamint az előfordulást potenciálisan befolyásoló tényezők elemzése.

Anyag és módszer

A felmérést a Balaton északi vízgyűjtőterületén 104 helyszínen végeztük (1. ábra) 2023. február 2 és március 15 között. A mintavételi helyeket a vizes területek parti zónájában, illetve lehetőség szerint hidak környezetében jelöltük ki, az egyes élőhelyi tulajdonságokat szemrevételezéssel becsültük. A vidra előfordulásának felmérését és élőhelyének értékelését az IUCN/SSC OSG módszertana (REUTHER *et al.* 2000), valamint korábbi hazai felmérések (KEMENES és DEMETER 1994, 1995, összegzés: LANSZKI 2009) alapján végeztük. A helyszínek adatait GPS-kódokkal, az egyes helyszínek környezeti állapotát fényképfelvételekkel rögzítettük.

A vidra rejtett életmódja miatt a vizsgálatot a faj jelenlétére utaló elsődleges nyomjelek (lábnyom, ürülék, jelölőváladék, fülabda, kaparásnyom, vidravár vagy kotorék) keresésére alapoztuk. A vidra, ahol lehetősége van rá (elsősorban hidak alatt vagy azok közvetlen közelében), vízből való kimászási, ún. kiszálló helyein jelöli ürülékével a területét, ezért ezeknek a pontoknak a felderítésére kiemelt figyelmet fordítottunk. A vízparti kidőlt fatörzseket, fák gyökereit, parti kövezéseket és a nádasok szélein található homokfelületeket szintén átvizsgáltuk.

A vizsgált terület jellegéből adódóan, egyes változók esetén (pl. élőhelytípus, vízfolyásszélesség, emberi zavarás egyes komponensei) egy-egy kategóriára kevés előfordulás szám jutott (pl. láp, szélesebb folyóvíz, oszlopos híd, rendszeres szemétkerakás, optimálisnak tekintett 600 méteres felmért szakasz). Emiatt a kis mintaszámmal reprezentált kategóriákat a statisztikai értékelés érdekében utólag összevontuk a hozzá, a felmérő íven (LANSZKI 2009) legközelebb álló kategóriával. Ezeket az eseteket az eredmények bemutatásakor részletezzük. Azokat a felmért jellemzőket ismertetjük röviden itt, amelyeknél szubjektív besorolás merülhetne fel.

A vízparti növényzet borításának (KEMENES és DEMETER 1994, 1995) minősítésekor a víz szélétől számított néhány méteren belüli növényzeti állapotot minősítjük. Kopárnak minősül a kibetonozott partvonal, vagy az öntözőcsatornák, egyéb vízfolyások kaszált, fás száru növényzettől teljesen mentes töltése. Gyér növényzettel borítottnak minősül a vízpart, ha alacsony gyomok fedik, magasabb növényzettel csak ritkásan borított, a vidra számára nincs megfelelő búvóhely. Növényzettel foltszerűen borított a vízpart, ha váltakozva biztosít növényzettel sűrűn benőtt (dús) és ritkás (kopár, gyér) területeket. Dús a parti növényzet, ha sűrű, pl. ligeterdő, bokorfűzes, nádas, sásos területek nagy kiterjedésben találhatók a vízparton.

A környezet természetességi fokát REUTHER *et al.* (2000) több minősítési szempontot integráló, az élőhely általános természetességét tükröző kategóriákkal jellemeztük. Ez mintegy a vizes élőhely természetességének „összbenyomásaként” értelmezhető. Természetközelinek tekintettük azokat a területeket, ahol a vízpartot széles sávban természetes növényzet (nádas, gyékényes, sásos, bokorfűzes) borította. „Félig természetes” kategóriába azok a helyszínek kerültek, ahol a vízpart közelében uralkodó természetközeli növényzet mellett alárendelt mértékben szántó, faültetvény vagy legeltetés is megjelent. Vegyes természeti állapotúnak minősítettük azokat a területeket, ahol a természetközeli és az intenzíven kezelt élőhelyek (pl. szántó, legelő) közel fele-fele arányban váltakoztak. Településen végzett felméréseknél az élőhelyet alapvetően mesterséges környezet (épületek, utak, kertek, parkok) vették körül. A terület természetvédelmi oltalma inkább egy lehetőség kedvező élőhelyi állapot eléréséhez vagy fenntartásához; ezt a szempontot járulékos adatként kezeltük.

A felmért térségben nagyobb folyók nincsenek. A kisvízfolyások a vidra migrációjában, a génáramlásban fontos szerepet töltenek be (áttekintette: LOY *et al.* 2024). A faj előfordulását kisvizek mentén legeredményesebben a hidak környezetében vizsgálhatjuk (CHANIN 2003). Ezért a vidra területjelző viselkedésében betöltött kiemelt jelentőségük miatt, a hidak szerepét külön is vizsgáltuk. A híd típusokat aszerint különítettük el, hogy normál vízszintnél a híd alatt van-e a vidra számára átjárásra alkalmas padka, amelynek a talaja lehet természetes vagy mesterséges burkolatú, vagy nincs padka. Az alkalmazott „felmérési” módszert az élőhely típusához igazítottuk: nevezetesen, a Balaton mentén a parti sávot jártuk be, míg a vízfolyásoknál elsősorban a hidak környezetét vizsgáltuk.

Az emberi zavaró hatásokat négy, a felmért helyszínen vizuálisan megítélhető szempont alapján becsültük. Ezek a szempontok a közeli település mérete, a közúti forgalom intenzitása, a területen folyó emberi tevékenységek (pl. halgazdálkodás, horgászat, növénytermesztés, ipari üzem), valamint a szemét (pl. kommunális hulladék, háztartási eszköz, építési törmelék) lerakás. Víztisztaság adatok közvetlenül nem álltak rendelkezésre; vízszennyezést csak érzékszervekkel észlelhető esetekben vettünk tekintetbe. Az antropogén hatások közül a lényegesebbek szerepelnek az elemzésben.

Egy-egy antropogén tényező önmagában is lehet jelentős hatású, vagy ellenkezőleg, több zavaró tényező együttes hatása is lehet kismértékű a vidra jelenléte szempontjából. A helyszínen megítélhető zavaró hatásokat nagyságuk szerint az „összezett emberi zavarás” tényezőben összegeztük, amelynek kategóriái: nincs, kismértékű, közepes és nagymértékű.

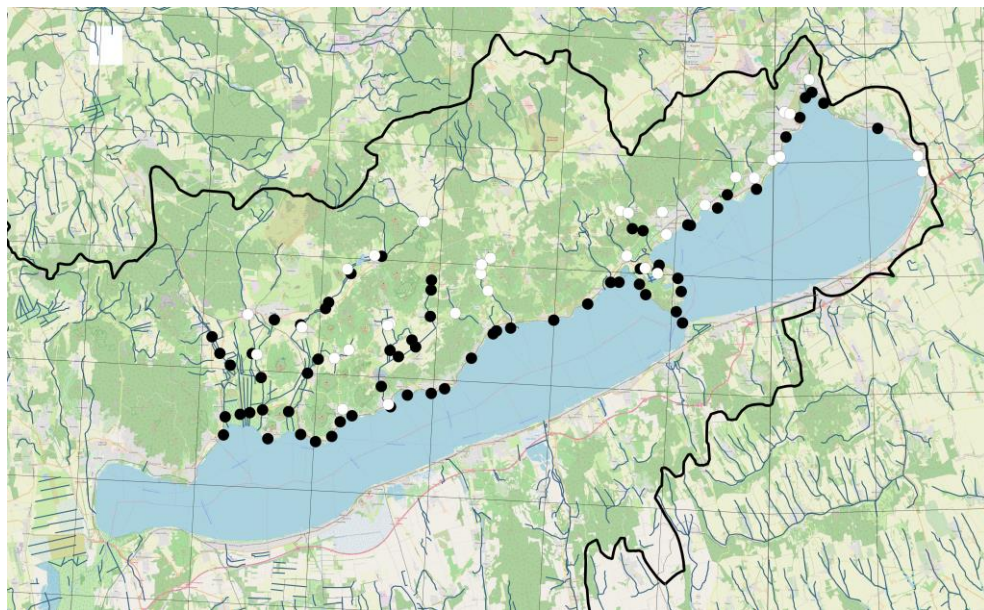
A felmérés optimális esetben 600 m hosszú partszakaszra terjedt ki (REUTHER *et al.* 2000, Lanszki 2009). Korlátozott bejárhatóság (pl. balatoni strandok lezárása) esetén ennél rövidebb, ritkábban hosszabb szakaszt, illetve hidaknál a híd alatti és annak néhány méteres környezetét (CHANIN 2003) vizsgáltuk. Pozitívnak tekintettük a vidra előfordulását, ha legalább egy jelenlétre utaló nyomjelet találtunk. Az IUCN ajánlása (REUTHER *et al.* 2000) alapján alapvetően a pozitív és negatív előfordulást különítettük el, ugyanakkor a pozitív helyszíneket tovább árnyaltuk: rendszeresnek (állandónak) tekintettük a jelenlétet, ha legalább két, különböző korú nyomjelet találtunk (friss és régi), időszakosnak pedig, ha csak egy korú nyomjelek (friss vagy régi) fordultak elő. Negatívnak minősítettük az előfordulást, ha nem találtunk vidrára utaló nyomjelet. A nyomjelek hiánya azonban nem feltétlenül a faj hiányát jelenti az adott területről, csak azt, hogy az aktuális időszakban nem volt észlelése.

A pozitív előfordulás további (rendszeres/időszakos) besorolása a nyomjelek korának becslési bizonytalanságai miatt – különösen eltérő tapasztalattal rendelkező felmérők esetében – hibával terhelt lehet. Besorolási problémát okozhat például az, hogy a vidraürülék napon gyorsan kiszárad, miközben friss, vagy ellenkezőleg híd alatt, időjárástól védve sokáig ép, akár néhány naposnak tűnhet. Ezért, más vizsgálatokkal való összehasonlíthatóság miatt a statisztikai elemzésben csak a pozitív és negatív kategóriát használtuk. Ugyanakkor az ábrázolásnál az előfordulás gyakorisága szerinti (rendszeres, időszakos, negatív) bontást is bemutattuk, tekintettel a felmérés egységességére (azonos szakértő végezte). A helyszínen kitöltött űrlap (LANSZKI 2009) adatait elektronikus adatbázisban rögzítettük. A vizsgált változók előfordulási esetszámokon alapuló eloszlásait a pozitív és a negatív besorolás szerint χ^2 -próbával értékeltük SPSS 25.0 szoftverrel (IBM 2017), a statisztikai szignifikanciát $P < 0,05$ szinten fogadtuk el.

Eredmények

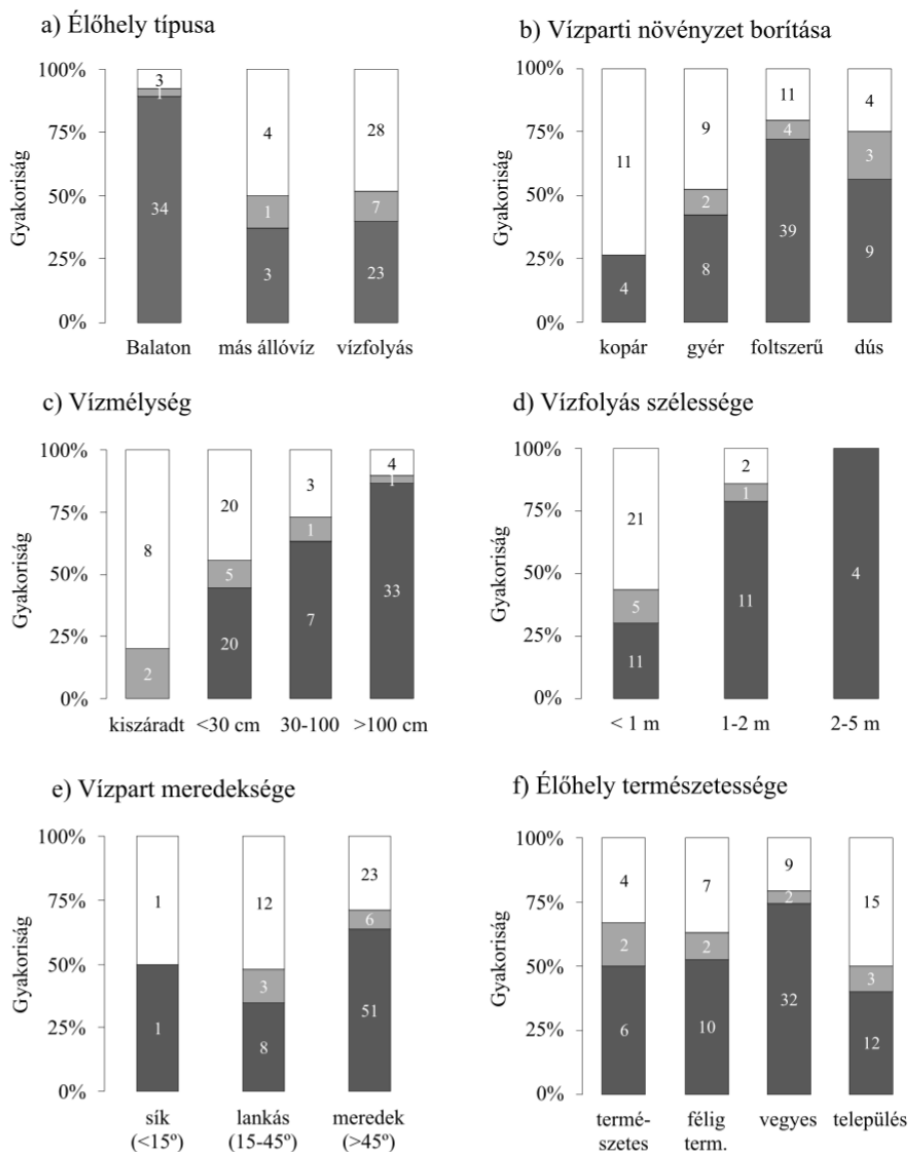
A Balaton északi vízgyűjtőterületén felmért 104 helyszín közül vidra nyomjel előfordulás szempontjából 69 pozitív (66,3%), míg 35 helyszín negatív (33,7%) volt (1. ábra). Különböző elsődleges vidra nyomjelek - a felmért helyszínek számaival - a következők szerint fordultak elő: jelölő váladék (nyálka) 12, friss (néhány órás, legfeljebb egy napos) ürülék 28, nedves (legfeljebb 1–2 napos) ürülék 32, régi ürülék 62, vidra lábnyom 6 helyszínen.

Az összevonásokkal képzett három fő élőhely típus kategóriát tekintve (2a. ábra), a Balaton parti zónájában a vidra szignifikánsan gyakrabban fordult elő, mint a vízfolyásokon és az egyéb állóvizeken ($\chi^2 = 17,80$, $df = 2$, $P < 0,001$). Ez utóbbi két élőhely típuson az előfordulás eloszlásai hasonlóak voltak. A vidra rendszeres jelenléte a Balaton-parton felmért helyszíneken bizonyult a leggyakoribbnak.



1. ábra: A vidra előfordulásának vizsgálati helyszínei. Fekete kör: vidra jelenlét (pozitív nyomjel előfordulás); fehér kör: vidra nyomjel kimutatás hiánya; fekete vonal: a Balaton vízgyűjtőterületének határa; /10×10 km UTM háló (Térképi forrás: Google Maps)/

Figure 1. Study sites for the assessment of otter occurrence in the northern catchment of Lake Balaton (2023). Black circles indicate sites with confirmed otter presence (positive sign detection), white circles indicate sites with no otter sign detection, the black line delineates the boundary of the Lake Balaton catchment area, and the grid shows 10×10 km UTM squares (map source: Google Maps).



2. ábra: A vidra előfordulása egyes környezeti tényezőktől függően a Balaton északi vízgyűjtőjén (2023). Fekete szín: rendszeres előfordulás; szürke szín: időszakos előfordulás; a fehér szín: negatív előfordulás. Az oszlopokon feltüntetett számok a felmért helyszínek számát jelentik.

Figure 2. Otter occurrence in relation to selected environmental factors in the northern catchment of Lake Balaton (2023). Black: regular occurrence; grey: occasional occurrence; white: negative sites. Numbers within the bars denote the number of survey sites.

A vízparti növényzet borítása kedvezően befolyásolta a vidra jelenlétét (2b. ábra). A vidra jelenlétének a kimutatása szignifikánsan javult a gyér növényzetborítástól a foltszerű és dús partmenti növényzetű helyszínekig ($\chi^2 = 16,98$, $df = 3$, $P = 0,001$). A legtöbb felmért helyszínt, például a Balaton parti zónájának többségét, foltszerű partmenti növényzeti típus jellemezte. Ezeken, a váltakozva dús és gyér növényzetű helyszíneken volt leggyakrabban rendszeres a vidra jelenléte.

A víz mélysége pozitívan befolyásolta a vidra előfordulását és rendszeres jelenlétét is (2c. ábra). Az 1 méternél mélyebb vízű területeken a vidra előfordulás szignifikánsan gyakoribb volt, mint a 30 cm-nél sekélyebb vizekben vagy a kiszáradt élőhelyeken ($\chi^2 = 21,27$, $df = 3$, $P < 0,001$). A kiszáradt víztesteken (10 helyszín) rendszeres vidra jelenlétre utaló nyomokat nem találtunk, mindössze két esetben mutattunk ki időszakos jelenlétet.

A vízfolyások (55 helyszín) szélességével arányosan tendenciózusan gyakoribbá vált a vidra előfordulása és azon belül a rendszeres jelenléte is (2d. ábra), azonban a kategóriák közötti különbség nem volt szignifikáns ($\chi^2 = 1,80$, $df = 2$, $P = 0,616$).

A vízpart meredekségétől függően a kategóriák közötti különbség nem volt szignifikáns ($\chi^2 = 4,57$, $df = 2$, $P = 0,102$; 2e. ábra).

A vizsgált térségben az élőhely (a környezet) természetessége kevésbé befolyásolta a vidra előfordulását. A felmért helyszínek többsége a vegyes természeti állapotú kategóriába tartozott (2f. ábra), vagy településre esett. Az egyes kategóriák között nem találtunk jelentős eloszlásbeli különbséget ($\chi^2 = 6,79$, $df = 3$, $P = 0,147$).

A híd típusától függően eltért a vidra jelenlétének a kimutatása (3a. ábra). Itt és a híd alatti padka (kiszállóhely) szélessége szerinti statisztikai elemzésbe csak azokat a helyszíneket vontuk be, ahol híd található (vagyis az állóvizek az értékelésben nem szerepelnek). Lényegesen gyakoribb volt az előfordulás az egy- vagy kétoldali padkával ellátott hidaknál, míg ritkább a padka nélküli és a kör alakú (csőszerű) hidak esetén ($\chi^2 = 8,85$, $df = 3$, $P = 0,031$).

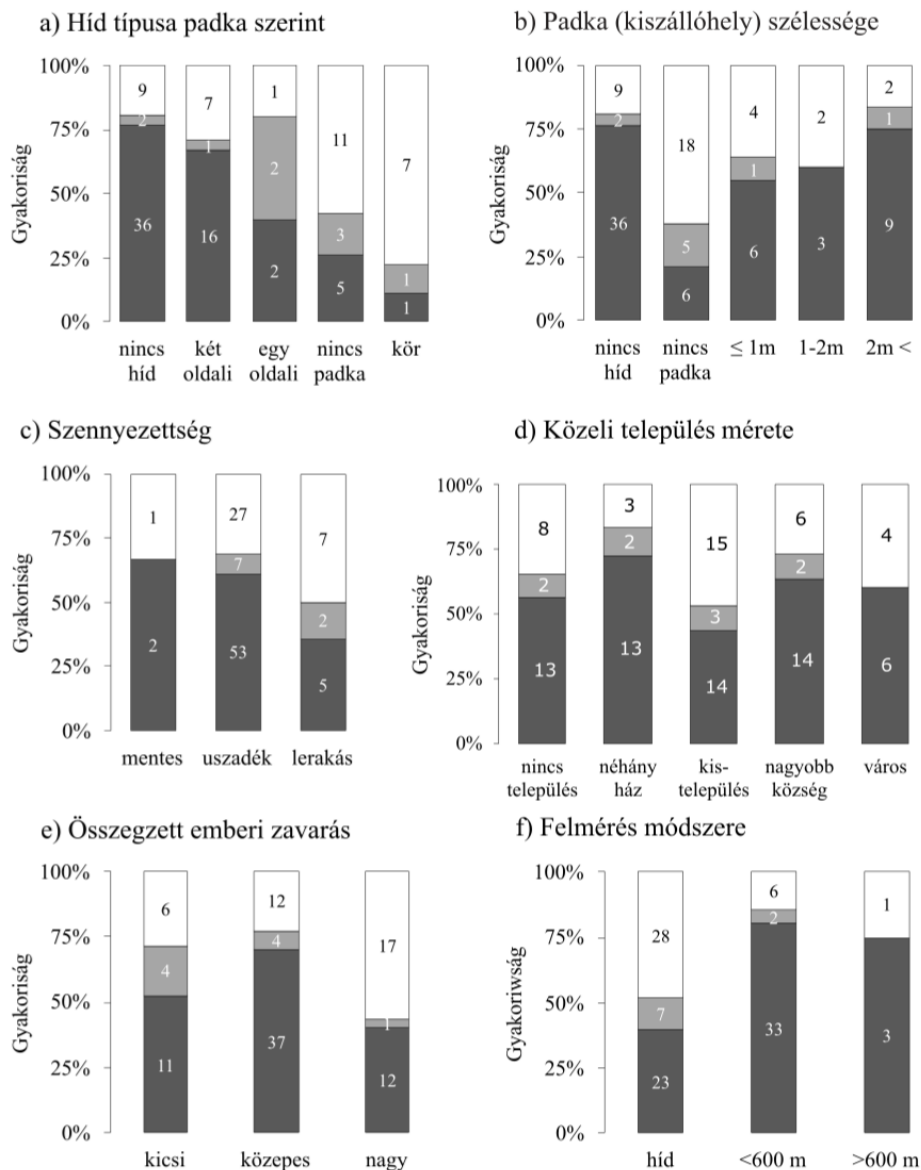
A híd alatti padka szélességének növekedésével a vidra életnyomok előfordulása tendenciózusan gyakoribb (3b. ábra). A pozitív és negatív vidra előfordulások eloszlásai közötti különbség a padka szélességétől függően nem volt szignifikáns ($\chi^2 = 7,66$, $df = 3$, $P = 0,054$).

A mintavételi helyszínek többsége közelében kisebb település helyezkedett el (2d. ábra). A vidra jelenléte nem függött jelentősen a település méretétől ($\chi^2 = 15,94$, $df = 2$, $P = 0,204$), továbbá a felmért helyszín közvetlen közelében található út típusától, forgalmától sem ($\chi^2 = 1,07$, $df = 2$, $P = 0,900$).

A szennyezettség (hulladék elhelyezés) mértékének növekedésével tendenciózusan nőtt a negatív helyszínek gyakorisága (3c. ábra), azonban a kategóriák közötti különbség nem volt szignifikáns ($\chi^2 = 1,943$, $df = 2$, $P = 0,379$).

A vidra előfordulását a több felmért emberi zavaró tényező alapján összegzett emberi zavarás jelentősen befolyásolta ($\chi^2 = 12,63$, $df = 2$, $P = 0,005$). Nagymértékű zavarás esetén gyakoribbak, míg a kis és a közepes mértékű emberi zavarás esetén egymáshoz hasonlóan ritkábbak voltak a negatív helyszínek (3e. ábra).

A vidra jelenlétének kimutatását a felmérés alkalmazott módszere – a bejárt szakasz tekintetében – befolyásolta (3f. ábra). A hidak körül (vízfolyásokon) végzett felmérésekben szignifikánsan ritkábban mutattuk ki a vidra jelenlétét, mint a 600 méternél hosszabb vagy rövidebb partszakaszokon (állóvizeken) végzett felmérésekben ($\chi^2 = 12,74$, $df = 2$, $P = 0,002$). Az állóvizek mentén felmért szakasz hossza szerinti különbség nem volt számottevő.



3. ábra: A vidra előfordulása a felmért helyszíntől, egyes antropogén hatásoktól és a felmérés módszerétől függően a Balaton északi vízgyűjtőjén (2023). A jelmagyarázat megegyezik a 2. ábránál közöltekkel.

Figure 3. Otter occurrence in relation to survey site type, selected anthropogenic impacts and survey method in the northern catchment of Lake Balaton (2023). The legend is identical to that shown in Figure 2.

Értékelés

A Balaton északi vízgyűjtőterületén 104 helyszínen végzett felmérésünkben a vizsgált helyszínek egyharmadán nem találtunk vidra jelenlétére utaló jeleket, ami az azonos módszerrel, a Dunántúl más térségeiben, így a Dráva, a Duna alsó szakasza és a Kapos vízgyűjtője területén végzett korábbi felmérésekhez képest a legmagasabb negatív arányt jelenti (11,8–18,1%; összegzés, LANSZKI 2009, LANSZKI *et al.* 2015). Ebben fontos szerepet játszott a felmérés időszaka (aszálys időszak, esetenként kiszáradás).

A 10×10 km-es UTM rácson értelmezett előfordulási kép ugyanakkor kedvezőbb: a vizsgálatba vont 15 rácsnégyzet 80%-ában mutattunk ki vidra-jelenlétet. Ha eltekintünk azoktól a rácsnégyzetektől, ahol csak egyetlen felmért helyszín szerepelt (3 negatív, 1 pozitív), akkor az érintett UTM négyzetek mindegyike pozitívnak bizonyult, de a finomléptékű (helyszínszintű) eredmény jóval kedvezőtlenebb (66,3% pozitív). Az UTM-alapú eredmény összhangban áll az 1990-es évek országos felméréseinek szintén UTM-alapú eredményeivel, amelyek szerint a vizsgált rácsnégyzetek túlnyomó többségében jelen volt vidra (KEMENES 2005, HELTAI *et al.* 2012).

Környezeti hatások

A vidra jelenlétét lényegesen gyakrabban mutattuk ki a Balaton parti zónájában, mint a kisvízfolyásokon vagy más állóvizeken, ami feltehetően a tó nagy kiterjedésével, egész éves halbőségével magyarázható (ISTVÁNOVICS *et al.* 2024). A parti növényzet borítottságával és a vízmélység növekedésével együtt nőtt az előfordulás gyakorisága. A Balaton északi partvonalára jellemző, mozaikos élőhely-struktúrában (nádasok, ligetes szakaszok, nyírt füves strandok, kikötők, nyaralók váltakozása) a „foltszerű” partmenti növényzetű helyszíneken – ahol a dús és a kopár vagy gyér növényzetű szakaszok váltakoznak – regisztráltuk leggyakrabban a vidra rendszeres jelenlétét. Ez egyrészt a nagyobb átlagos vízmélységből és az ingadozó vízkészletű, időszakosan akár kiszáradó kisvízfolyásokhoz vagy sekélyvizű mocsarakhoz képest stabilabb halkészletből adódhat (CLAVERO *et al.* 2003, LANSZKI *et al.* 2016, LOY *et al.* 2024). A nagyarányú vidrakimutatás azzal is összefügghet, hogy az átalakított szakaszok (pl. strandok) széléin a nyomjelek terepi megtalálása is könnyebb.

Az, hogy a parti vegetáció gyérülésével a jelenlét-kimutatás ritkábbá vált, arra utal, hogy a vidra érzékeny a partmenti növényzet átalakítására, eltávolítására (KEMENES & DEMETER 1994, 1995), ami összhangban áll a Dráva, a Duna és a Kapos vízgyűjtőjén szerzett tapasztalatokkal (LANSZKI 2009). Ugyanakkor vizsgálatunkban a vízparti élőhely „általános természetessége” kevésbé mutatott egyértelmű összefüggést a faj előfordulásával, az említett hazai vizsgálatokhoz képest is. A Balaton partvonalának kétharmada beépített, ennek aránya az északi parton 51,4%, míg a déli parton 91,6% (KUTICS 2019), azzal, hogy a természetes szakaszok is nyiladékokkal, csónakkikötőkkel szabdalnak (POMOGYI 2014). Ezzel együtt, a Balaton nagymértékben átalakított déli partvonalán mind a 14 vizsgált helyszínen kimutatták a vidra jelenlétét (LANSZKI *et al.* 2015). Ez arra utal, hogy a vidra időszakosan, például a nyári turistaszezonban – akár tömeges emberi jelenlét esetén is – képes tolerálni az antropogén hatásokat, és intenzívebben terhelt környezetben is megjelenhet, ha a táplálékkínálat megfelelő és rendelkezésre állnak búvóhelyek (WHITE *et al.* 2003, KRUK 2006).

Hidak szerepe

A vízfolyások esetében a hidak típusa és kialakítása jelentősen befolyásolta a vidra jelenlétének kimutatását. A korábbi hazai felmérésekhez hasonlóan (LANSZKI 2008a, 2009, 2015) a legkedvezőbbeknek az olyan hidak bizonyultak, amelyek alatt normál vízszintnél is száraz, természetes vagy mesterséges padka áll rendelkezésre, míg a padka nélküli és a kör alakú (csőszerű) hidaknál jóval ritkábban találtunk nyomjeleket. Ezek a hídtypusok a vidra számára nem biztosítanak biztonságos átkelést, növelhetik a közúti gázolás kockázatát (MADSEN 1998, GROGAN *et al.* 2001), és a területjelzés szempontjából is kevésbé alkalmasak (REUTHER *et al.* 2000).

A híd alatti padka szélessége is befolyásolta a faj előfordulását: a két méternél szélesebb kiszállóhellyel (padkával) rendelkező hidak esetén volt a leggyakoribb a jelenlét kimutatása. Más dunántúli vizsgálatokban az 1–2 m közötti padkaszélesség már statisztikailag is igazolhatóan kedvezőnek bizonyult (összegzés: LANSZKI 2009). Ez a hídtervezés és -átalakítás során figyelembe veendő természetvédelmi szempont.

Antropogén hatások

Vizsgálatunk alátámasztja a vizuálisan észlelhető antropogén hatások összegzett értékelésének fontosságát. Az összesített antropogén eredetű hatás szignifikánsnak bizonyult: az emberi behatások növekedésével csökkent a vidra jelenlét gyakorisága, miközben az egyes összetevők, pl. szennyezettség (hulladék elhelyezés), településméret, közúti forgalom intenzitása önmagukban nem mutattak markáns hatást. Ezt részben az is magyarázhatja, hogy nagymértékű szennyezést, kiterjedt ipari övezetet, üldözést vagy más, erősen negatív befolyásoló tényezőt a felmért helyszínek közelében nem tapasztaltunk. Eredményeink összhangban állnak KEMENES és DEMETER (1994, 1995) megállapításaival, miszerint a vidrák bizonyos mértékű emberi zavarást elviselnek, és párhuzamba állíthatók az említett korábbi dunántúli felmérések tapasztalataival, amelyek szerint az antropogén terhelés – különösen a személtlerakás és a vízszennyezés – növekedésével nő a negatív helyszínek aránya.

A Balaton mentén nagyobb arányban talált vidra-életnyomok a megfelelő táplálékkínálatra és a nagy víztest pufferelő, zavaráscsökkentő hatására utalnak (NAWAB & HUSSAIN 2012). További kutatás (pl. zajhatás mérés, telemetriás nyomkövetés, bioakkumulációs vizsgálatok, kameracsapdázás) lennének szükségesek a Balatonon az emberi jelenlét vidra viselkedésre gyakorolt közvetlen és közvetett hatásainak kimutatása érdekében. A patakok mentén jóval ritkábban fordult elő a vidra, holott a kisvízfolyások potenciális élőhelyei, illetve migrációs útvonalai a fajnak (LANSZKI 2009: pl. Kapos, Dráva, Duna alsó szakasza). Természetmegőrzési szempontból fontos az átalakított vízfolyások állapotának jövőbeli nyomon követése, nagyobb léptékben összetett élőhelyalkalmasság elemzés elvégzése, valamint a veszélyeztetett vízfolyások rehabilitációja (pl. BARBOSA *et al.* 2003, MACKENZIE *et al.* 2005, MARCELLI és FUSILLO 2009, CIANFRANI *et al.* 2010).

A vidra a vizes élőhelyek környezeti állapotának indikátorfaja (LOY *et al.* 2004). A korábbi és a jelenlegi terepi felmérések több tekintetben is összhangban álló tapasztalatai alapján javasoljuk minden kisvízfolyás *ex lege* védelmét, vagy fenntartható természeti erőforrás-használattal kijelölt védett (erőforrásvédelmi) területté (IUCN VI. kategória: IUCN 2015) nyilvánítását és e szerinti természetvédelmi kezelést.

Felmérési módszer és monitorozási javaslatok

A Balaton mentén végzett felmérés rámutatott arra, hogy a gyakorlatban nehéz maradéktalanul alkalmazni az IUCN minimum standard szerinti, 600 m-es partszakaszokra épülő felmérési protokollt. A Balaton-part beépítettsége, a lezárások és az átjárhatatlan nádasok miatt több helyen csak rövidebb, máskor viszont a nyomjelek célzott keresése érdekében (egyres strandokon, sétányokon) hosszabb szakaszok bejárása volt lehetséges, illetve szükséges, ami a szakasz hossz tekintetében elkerülhetetlen változatosságot eredményezett. Tapasztalataink alapján a szakasz hossza önmagában kisebb mértékben befolyásolta a faj kimutatását.

A vízfolyások esetében következetesen a hidak környezetére fókuszáltunk, a híd alatti területet és a hídhoz közvetlenül csatlakozó néhány méteres szakaszokat vizsgálva át, összhangban a REUTHER és munkatársai (2000) és CHANIN (2003) által javasolt gyakorlatokkal. Ez a megközelítés módszertanilag indokolt, mivel a vidra a hidak alatti padkákat kiemelten használja területjelzésre, ugyanakkor a Balaton északi vízgyűjtőjén – az aszályos időszakokkal és az átalakított medrű kisvízfolyásokkal együtt – hozzájárulhatott a negatív helyszínek szokatlanul magas arányához. A kisvízfolyások egy részén a felmérés idején tapasztalt alacsony vízállás vagy teljes kiszáradás ugyanis a nyomjelek képződését és megőrződését is korlátozta, ezért a negatív eredmények értelmezése „óvatosságot” igényel.

A vidra előfordulását célszerű a hideg, vegetációs időszakon kívüli hónapokban, november és március–április között végezni (REUTHER *et al.* 2000, LANSZKI 2009). A nyári időszakban végzett felmérés is alkalmas lehet, ekkor jobban felszínre kerülnek az élőhelyi anomáliák (pl. a táplálékkínálatot negatívan befolyásoló vízszint csökkenés, kiszáradás), ugyanakkor a különböző évszakokban végzett felmérések kevésbé összehasonlítható eredményt adnak, ezért a hosszú távú monitorozásban következetes időzítésre van szükség.

Módszertani és elemzési szempontból indokoltnak tartjuk a negatív helyszínek ismételt felmérését és a vízgyűjtő felső szakaszain lévő kisvízfolyások vizsgálatát is. Fontosnak tartjuk egy olyan hosszú távú program kialakítását, amely 10×10 km-es UTM (vagy ETRS) négyzetenként 4–5 standard helyszín rendszeres, többévenkénti ellenőrzésére épül. Jelen vizsgálatunk alapinformációkat szolgálhat egy ilyen komplex monitorozási hálózat kialakításához. Célunk, hogy a terepi nyomjel-felmérés kiegészüljön célzott molekuláris genetikai vizsgálatokkal és *post mortem* elemzésekkel, melyek már az állomány nagyságra és az antropogén terhelés (pl. szennyezőanyagok bioakkumulációja) hosszú távú hatásaira is érzékeny mutatókat szolgáltatnak a HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet a Balaton vízgyűjtője területén.

Köszönetnyilvánítás. A tanulmány a HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet és a Kulturális és Innovációs Minisztérium Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával valósult meg (témaszám: K 145933).

Irodalomjegyzék

- BARBOSA, M. A., REAL, R., OLIVERO, J. & VARGAS, M. J. (2003). Otter (*Lutra lutra*) distribution modelling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 114, 377–387.
- BOBBINK, R., BELTMAN, B., VERHOEVEN, J. T. A. & WHIGHAM, D. É. F. (eds.) (2006). *Wetlands: functioning, biodiversity conservation, and restoration*. Springer-Verlag, Berlin.
- BÓHM A. (2011). *Nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek ökológiai jellegének változása Magyarországon*. Doktori (PhD) értekezés. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar. Sopron.
- CHANIN, P. R. F. (2003). Monitoring the otter *Lutra lutra*. Conserving Natura 2000 rivers. *Monitoring Series*, 10, 1–43.
- CIANFRANI, C., LE LAY, G., HIRZEL, A. H. & LOY, A. (2010). Do habitat suitability models reliably predict the recovery areas of threatened species? *Journal of Applied Ecology*, 47, 421–430. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01781.x>
- 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. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00865.x>.
- 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.
- FLUET-CHOUINARD, E., STOCKER, B. D., ZHANG, Z., MALHOTRA, A., MELTON, J. R., POULTER, B., KAPLAN, J. O., GOLDEWIJK, K. K., SIEBERT, S., MINAYEVA, T., HUGELIUS, G., JOOSTEN, H., BARTHELMES, A., PRIGENT, C., AIRES, F., HOYT, A. M., DAVIDSON, N., FINLAYSON, C. M., LEHNER, B., JACKSON, R. B. & MCINTYRE, P. B. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614, 281–286. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6>.
- GROGAN, A., PHILCOX, C. & MACDONALD, D. (2001). *Nature conservation and roads: advice in relation to otters*. Russell Brookes Print Ltd., Redditch.
- HELTAI, M., BAUER-HAÁZ, É. A. LEHOCZKI, R. & LANSZKI, J. (2012). Changes in the occurrence and population trend of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Hungary between 1990 and 2006. *North-Western Journal of Zoology*, 8, 112–118.
- IBM (2017). *IBM SPSS Statistics for Windows*, Version 25.0 Armonk, New York.
- ISTVÁNOVICS, V., ERŐS, T., NAGY, L., PADISÁK, J., PETROVSZKI, J. & SZILASSI, P. (2025). Changing biodiversity in Lake Balaton – A long-term, catchment-scale perspective. *Aquatic Biomes*, 125–144. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15726-4.00020-7>.
- IUCN (2015). *IUCN Protected Areas Categories System. Category VI*. https://www.iucn.org/about/work/programmes/gpap_home/gpap_quality/gpap_pacategories/
- KEMENES, 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, 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. <https://doi.org/10.4404/hystrix-7.1-2-4071>
- KEMENES, K. I. (szerk.) (2005). *Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője*. Fővárosi Állat és Növénykert, Budapest.
- KRUUK, H. (2006). *Otters. Ecology, Behaviour and Conservation*. Oxford University Press, Oxford.
- KUTICS, K. (2019). Evolution of water quality of Lake Balaton. *Ecocycles*, 5, 44–73. <https://doi.org/10.19040/ecocycles.v5i2.149>

- 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. (2009). *Vadon élő vidrák Magyarországon*. Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár.
- LANSZKI, J., LEHOCZKY, I., KOTZÉ, A. & SOMERS, M. J. (2016). Diet of otters (*Lutra lutra*) in various habitat types in the Pannonian biogeographical region compared to other regions of Europe. *PeerJ*, 4, e2266. <https://doi.org/10.7717/peerj.2266>.
- LANSZKI, J., NAGYAPÁTI N. & SZÉLES, L. G. (2015). Influencing factors of the occurrence of otters on southern and south-western catchment of Lake Balaton. Kaposvár, *Natura Somogyiensis*, 26, 129–138.
- LÁJER, K. (1998). Bevezetés a magyarországi lápok vegetációökológiájába. *Tilia*, 6, 84–238.
- LEHOCZKY, I., DALTON, D. L., LANSZKI, J., SALLAI Z., MADISHA M. T., NUPEN, L. J. & KOTZÉ, A. (2015). Assessment of population structure in Hungarian otter populations. *Journal of Mammalogy*, 96(6), 1275–1283. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv136>
- LOY, A., CHANIN, P., KRANZ, A. & ROOS, A. (2024). Eurasian otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). In HACKLÄNDER, K. & ZACHOS, F. E. (eds.): *Handbook of the Mammals of Europe*. (pp. 1–36). Springer Nature, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_127-1.
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., SUTTON, N., KAWANISHI, K. & BAILEY, L. L. (2005). Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. *Ecology*, 86, 1101–1113. <https://doi.org/10.1890/04-1060>
- MADSEN, A. B. (1998). Faunapassager i forbindelse med mindre vejanlaeg – en vejledning. *Faglig rapport fra DMU*, 15 pp.
- MARCELLI, M. & FUSILLO, R. (2009). Assessing range re-expansion and recolonization of human-impacted landscapes by threatened species: a case study of the otter (*Lutra lutra*) in Italy. *Biodiversity Conservation*, 18, 2941–2959. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9618-2>
- MASON, C. F. & MACDONALD, S. M. (1986). *Otters: ecology and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- NAWAB, A., HUSSAIN, S. A. (2012). Factors affecting the occurrence of smooth-coated otter in aquatic systems of the Upper Gangetic Plains, India. *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystems*, 22, 616–625. <https://doi.org/10.1002/aqc.2253>
- NECHAY, G. (2005). A vidra védelme és annak lehetőségei. In KEMENES, K. I. (Szerk.): *Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője*. (pp. 13–26). Fővárosi Állat és Növénykert, Budapest.
- NÉMETH, G., LÓCZY, D. & GYENIZSE, P. (2021). Long-term land use and landscape pattern changes in a marshland of Hungary. *Sustainability*, 13, 12664. <https://doi.org/10.3390/su132212664>.
- PETRÓCZI, I. (2000). Adatok a vidra (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) Veszprém megyei elterjedéséről. *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei*, 15-1996 (2000), 153–159.
- POMOGYI, P. (2014). *A közvetlen emberi beavatkozások szerepe a Balaton parti sáv természeti területei növényzetének változásaiban*. Természeti és társadalmi folyamatok kölcsönhatása sekély tavas területeken nemzetközi tudományos konferencia. Kaposvári Egyetem, 2014. november 6–7, Kaposvár. https://vpf.vizugy.hu/reg/kdvtvizig/doc/PomogyiP_kaposvari_konf_cikk150221_kdvtvizig%20honlapra.pdf
- RAKONCZAY, Z. (szerk.) (1989). *Vörös Könyv*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- 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 12, 148 pp.
- SMIT, M. D., LEONARDS, P. E., DE JONGH, A. W. & VAN HATTUM, B. G. (1998). Polychlorinated biphenyls in the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Continuation of Residue Reviews*, 95–130. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0625-5_4
- TOUSIGNANT, M-Ê., PELLERIN, S. & BRISSON, J. (2010). The relative impact of human disturbances on the vegetation of a large wetland complex. *Wetlands*, 30, 333–344. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0019-9>.
- 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. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00333-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00333-6)

Occurrence and factors influencing the occurrence of the otter in the northern catchment of Lake Balaton

ZSÓFIA DÉVAI¹ & JÓZSEF LANSZKI^{2*}

¹ Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, H-8360 Keszthely, Deák Ferenc utca 16, Hungary

² HUN-REN Balaton Limnological Research Institute, H-8237 Tihany, Klebelsberg Kuno utca 3, Hungary

* E-mail: lanszki.jozsef@blki.hu

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2026) 111(1): 3–17.

The Eurasian otter (*Lutra lutra*) is a semi-aquatic top predator of aquatic ecosystems and a sensitive indicator species of wetland health. We conducted a systematic survey of otter occurrence and associated habitat characteristics in late winter 2023 at 104 sites in the northern catchment of Lake Balaton, using a standard otter sign survey and habitat assessment protocol. Otter presence was confirmed at two-thirds of the sites by primary field signs (spraints, footprints), while the proportion of negative sites was high (34%), representing the lowest value reported so far from Hungary using this method. The highest proportion of positive sites occurred along the lake-shore zone (92%) of Lake Balaton, and the lowest in small watercourses (52%), some of which had dried out during the survey period. Otters were most frequently recorded in aquatic habitats deeper than 1 m with riparian vegetation characterized by patchy and continuous linear patterns. Among anthropogenic factors, the extent of waste dumping has a significant effect on the species' presence. Bridges were key locations for detecting signs, but detection success was lowest at pipe-shaped bridges and at bridges lacking a berm. We also draw attention to the vulnerable situation of small watercourses due to increasingly frequent droughts and channel modifications.

Keywords: anthropogenic factors, habitat assessment, indicator species, small watercourses, *Lutra lutra*, shore zone, wetland

Accepted: 04.06.2026

Published online: 22.06.2026