

PROJEKTNA NALOGA

»Priprava naloge o naravovarstveni problematiki nutrije  
(*Myocastor coypus*) in pižmovke (*Ondatra zibethicus*) v  
Krajinskem parku Ljubljansko barje«

November 2019



Univerza v Ljubljani  
*Biotehniška* fakulteta

## OSNOVNE INFORMACIJE

Naslov projektne naloge:

**Naravovarstvena problematika nutrije (*Myocastor coypus*) in pižmovke (*Ondatra zibethicus*) v Krajinskem parku Ljubljansko barje.**

Naročnik projekta:

**JZ KP Ljubljansko barje,**

**Podpeška cesta 380,**

**1357 Notranje Gorice**

Izvajalec projekta:

**Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo,**

**Jamnikarjeva 101,**

**1000 Ljubljana**

Odgovorni nosilec projekta:

**Hubert Potočnik, univ.dipl.biol.; dr. bioloških znanosti**

Razvoj metodologije za popis nutrije in pižmovke ter predlog metodologije ugotavljanja vpliva nutrije in pižmovke na zavarovane rastlinske in živalske vrste ter habitatne tipe na območju KPLB. Finančno ovrednotenje izvedbe popisa ter ugotavljanja vpliva nutrije in pižmovke na zavarovane rastlinske in živalske vrste ter habitatne tipe z navedenimi metodami. Dokument - projektna naloga je bila izdelana na osnovi pogodbe, ki je bila sklenjena med JZ KP Ljubljansko barje in Biotehniško fakulteto dne 8.10.2019.

Avtorji dokumenta: dr. Hubert Potočnik, Jan Gojznikar, Anja Kos, in izr. prof.dr. Ivan Kos

Predlagan način citiranja:

**Potočnik H., Gojznikar J., Kos A., Kos I. Naravovarstvena problematika nutrije (*Myocastor coypus*) in pižmovke (*Ondatra zibethicus*) v Krajinskem parku Ljubljansko barje. Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo, Ljubljana.**

## Kazalo vsebine

I Biologija nutrije in pižmovke, naravovarstvena problematika, s pregledom literature in prakse po Evropi .....	7
1 Nutrija ( <i>Myocastor coypus</i> ) .....	7
1. 1 Razširjenost .....	7
1. 2 Habitat .....	8
1. 3 Prehrana.....	9
1. 4 Življenje.....	9
1. 5 Ekološka vloga .....	12
1. 6 Problematika invazivnosti .....	12
1. 7 Povzetek.....	14
2 Pižmovka ( <i>Ondatra zibethicus</i> ) .....	15
2. 1 Razširjenost .....	15
2. 2 Habitat .....	16
2. 3 Prehrana.....	17
2. 4 Življenje.....	17
2. 5 Ekološka vloga .....	20
2. 6 Problematika invazivnosti .....	21
2. 7 Povzetek.....	23
II. Upravljanje s populacijama nutrije in pižmovke.....	25
1 Uvod .....	25
1.1 Aktivnosti pred začetkom izvajanja programa nadzora številčnosti .....	25
1.2 Odnos javnosti.....	26
1.3 Financiranje.....	27
1.4 Spremljajoče aktivnosti izvajanja programa nadzora številčnosti .....	27
1.5 Zmanjševanje škod – zaščita .....	27
1.6 Metode zmanjševanja številčnosti .....	28
1.7 Etični pomisleki in negativni učinki .....	28
2 - Pregled metod spremljanja populacij nutrije in pižmovke.....	29
2.1 Zaznavanje znakov prisotnosti .....	30
2.2 Neposredno opažanje osebkov: Transekt in točkovni popis .....	32
2.3 Metoda lova, označevanja in ponovnega ulova.....	32
2.4 Predlog spremljanja populacije nutrije in pižmovke v Krajinskem parku Ljubljansko barje s finančnim vrednotenjem .....	32
3 - Pregled najbolj učinkovitih metod odstranjevanja nutrije in pižmovke.....	35
3.1 Zastavljanje ciljev nadzora/eradikacije populacij.....	35

3.2 Nadzor populacij nutrije .....	37
3.3 Intenzivnost lova .....	39
3.4 Stroški in koristi .....	40
3.5 Pregled odvzema nutrij na območju krajinskega parka Ljubljansko barje .....	41
3.6 Pižmovka .....	41
3.7 Stroški in koristi .....	43
3.8 Pregled odvzema pižmovk v loviščih lovskih družin na območju krajinskega parka Ljubljansko barje .....	44
3.9 Predlog najbolj učinkovitih metod odstranjevanja za Ljubljansko barje na lovnih in nelovnih površinah s finančnim vrednotenjem .....	44
4 - Metodologija ugotavljanja vpliva nutrije in pižmovke na zavarovane rastlinske in živalske vrste ter habitatne tipe za Ljubljansko barje s finančnim vrednotenjem. ....	48
4.1 Habitatni tipi in rastline (makrofiti).....	48
4.2 Kačji pastirji .....	49
4.3 Hrošči .....	50
4.4 Metulji .....	50
4.5 Ribe, raki in školjke .....	51
4.6 Dvoživke .....	51
4.7 Plazilci .....	52
4.8 Ptice .....	53
5 - Seznam vrst, skupin in habitatnih tipov na katere imata nutrija in pižmovka potencialni vpliv. ....	53
5.1 Pregled najpomembnejših potencialnih habitatnih tipov pod vplivom nutrije in pižmovke...53	
5.2 Pregled vrst pod morebitnim vplivom nutrije in pižmovke .....	57
6- Finančno vrednotenje izvedbe popisa ter ugotavljanja vpliva nutrije in pižmovke na zavarovane rastlinske in živalske vrste ter habitatne tipe s predlaganimi metodami. ....	64
6-Viri.....	67

## Seznam tabel

<b>Tabela 1:</b> Stroški izdelave habitatnega modela primernosti prostora za nutrijo in pižmovko v KPLB.	33
<b>Tabela 2:</b> Finančno vrednotenje transektnega popisa znakov prisotnosti nutrije (pižmovke).....	33
<b>Tabela 3:</b> Finančno vrednotenje monitoringa nutrije in pižmovke (ter ostalih naravovarstveno zanimivih vrst) s pomočjo fotopasti.....	35
<b>Tabela 4:</b> Tabela 4: Število odvzetih nutrij v loviščih lovskih družin na območju krajinskega parka Ljubljansko barje med letom 2006 in oktobrom 2019. ....	41
<b>Tabela 5:</b> Število odlovljenih pižmovk na območju krajinskega parka Ljubljansko barje med letom 2006 in oktobrom 2019. ....	44
<b>Tabela 6:</b> Finančno vrednotenje izvedbe odlova nutrij s pomočjo živolovnih pasti. V izračunu smo upoštevali, da se odlov izvaja 5 mesecev z uporabo 60 zabojnih pasti, ki se jih nadzira s pomočjo alarmnih sistemov.....	47
<b>Tabela 7:</b> Finančno vrednotenje vzpodbujanja odstrela nutrij in pižmovk na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje.....	47
<b>Tabela 8:</b> Finančno vrednotenje popisa habitatnih tipov, rastlinskih vrst oziroma makrofitov za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.....	49
<b>Tabela 9:</b> Finančno vrednotenje popisa kačjih pastirjev za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje. ....	50
<b>Tabela 10:</b> Finančno vrednotenje popisa hroščev za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje. ....	50
<b>Tabela 11:</b> Finančno vrednotenje popisa hroščev za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje. ....	51
<b>Tabela 12:</b> Finančno vrednotenje popisa rib, višjih rakov in školjk za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.....	51
<b>Tabela 13:</b> Finančno vrednotenje popisa dvoživk za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje. ....	52
<b>Tabela 14:</b> Tabela 13: Finančno vrednotenje popisa močvirske sklednice za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.....	53
<b>Tabela 15:</b> Finančno vrednotenje popisa ptic za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje. ....	53
<b>Tabela 16:</b> Zbir rastlinskih vrst na katere pižmovka in nutrija vplivata bodisi s prehranjevanjem ali uporabo za gradbeni element. (RSS - kategorija ogroženosti po Rdečem seznamu Slovenije (Ur. l. RS 2002)[V – ranljiva vrsta, E – prizadeta vrsta, Ex – izumrla oz. domnevno izumrla vrsta, R – redka vrsta, K – premalo znana vrsta, / - ni uvrščena], VIR – vpliv, interakcija, raba ali pomen obravnavanega taksna za nutrijo (N) ali pižmovko (P) [PR – N/P se prehranjuje s to vrsto, GM – N/P uporablja vrsto za gradbeni material, * - posredna interakcija]; KPLB – pojavljanje taksona v območju Krajinskega parka Ljubljansko barje v preteklosti sodeč po Jogan in sod. 2001, Govedič in sod. 2012, Paradiž 2012 in Trček 2013). ....	59
<b>Tabela 17:</b> Zbir živalskih na katere pižmovka in nutrija vplivata bodisi s prehranjevanjem, kot potencialen plen in preko drugih dejavnosti. (RSS - kategorija ogroženosti po Rdečem seznamu Slovenije (Ur. l. RS 2002)[O – vrsta zunaj nevarnosti, V – ranljiva vrsta, E – prizadeta vrsta, Ex – izumrla/domnevno izumrla vrsta, K – premalo znana vrsta, / - ni uvrščena], VIR – vpliv, interakcija, raba ali pomen obravnavanega taksna za nutrijo (N) ali pižmovko (P) [PR – N/P se prehranjuje s to vrsto, MR – N/P s svojim vplivom moti razmnoževanje te vrste, PL – N/P je plenska vrsta obravnavanega taksona, PPL – N/P je potencialna plenska vrsta, MH – N/P povzročata motnje s spremembami habitata, UZ – obravnavani takson uničuje zatočišča N/P, KO – N/P sta kompetitorici taksona, PKO – N/P sta potencialni kompetitorici * - posredna interakcija], KPLB – pojavljanje taksona v območju Krajinskega parka Ljubljansko barje v preteklosti sodeč po lastnih opažanjih,	

Kryštufek 1991, Tome in sod. 2005, Gabrovšek in sod. 2007, Hönigsfeld in sod. 2009, Bertok 2014, Govedič 2017 in Mihelič in sod. 2019).....62

## Seznam slik

**Slika 1:** Prikaz števila odstreljenih nutrij v lovskih družinah na območju krajinskega parka Ljubljansko barje med 2008 in oktobrom 2019.....41

**Slika 2:** Primarni (rdeče) in sekundarni (oranžno) habitatni tipi na Ljubljanskem barju, kjer bi lahko pričakovali biološko aktivnost nutrije in pižmovke. Posebej poudarjeni so ostanki barij (vijolično). Z rumeno so označena tudi območja človeško modificiranih habitatov, kjer bi lahko pričakovali gospodarsko škodo. Obseg »biološkega« vpliva in gospodarske škode je nenapovedljiv brez dejanskih terenskih podatkov in verjetno niha, med drugim tudi glede na odmaknjenost določenega primarnega habitata (vodnega telesa). Zemljevid je bil izrisan s pomočjo programa QGIS (osnovni ortofotografski sloj ©Geodetska uprava Republike Slovenije, Digitalni ortofoto, stanje 2016).....56

# I Biologija nutrije in pižmovke, naravovarstvena problematika, s pregledom literature in prakse po Evropi

## 1 Nutrija (*Myocastor coypus*)

Nutrija (*Myocastor coypus* (Molina, 1782); ang. »coypu« ali »nutria«) je velik vodni glodavec iz družine Echimyidae, ki je zaradi človekovega razširjanja invaziven v precejšnjem delu sveta. Od drugih vrst glodavcev v Sloveniji jo ločimo relativno preprosto po plavalni kožici na zadnjih stopalih, vretenastem repu, izrazito oranžnih zobeh in seveda po velikosti (Kryštufek 1991, Kryštufek 1996, Woods in sod. 2012, Aulagnier in sod. 2009, Hönigsfeld in sod. 2009, Barrat in sod. 2010) – pri nas je od nutrije namreč večji le evropski bober (*Castor fiber*) (Kryštufek 2003). Seski pri nutriji so na bokih, taka prilagoditev pa naj bi pripomogla k lažjemu dojenju mladičev med plavanjem (Kryštufek 1996). Povprečna masa odrasle nutrije naj bi, odvisno od vira, znašala med pet in devet (Barrat in sod. 2010) oziroma med sedem in deset kilogramov (Kryštufek 1991). Osebki v nativnih populacijah so v povprečju manjši od osebkov v tujerodnih populacijah Evrope in Severne Amerike (Guichón in sod. 2003b). Samci so načeloma večji od samic (Doncaster in Micol 1989, Bertolino in sod. 2012).

### 1. 1 Razširjenost

Izvorno območje nutrije so južni predeli Južne Amerike (Woods in sod. 1992, Kryštufek 1996, Carter in Leonard 2002, Guichón in sod. 2003b, Guichón in sod. 2003c, Barrat in sod. 2010), oziroma, kot navajata Carter in Leonard (2002), območje južneje od 23° vzporednika. To v grobem obsega Argentino, južni in osrednji Čile, Urugvaj, Paragvaj in skrajno južni del Brazilije (Woods in sod. 1992, Bertolino in sod. 2012, Ojeda in sod. 2017). V preteklosti so nutrijo večkrat prenesli na skoraj vse celine z namenom vzreje v krznarskih obratih, od tam pa so določeni osebki pobegnili ali pa so bili celo namenoma izpuščeni. Slednje se je dogajalo zlasti ko je padlo povpraševanje po krznu in vzdrževanje farm ni bilo več profitabilno (Kryštufek 1996, Carter in Leonard 2002, Bertolino in sod. 2012, Marini in sod. 2013, Battisti in sod. 2015). Populacija nutrij je bila v Evropo v 20 letih prejšnjega stoletja poleg vzreje za krzno prinesena tudi zaradi mesa in vzgoje v zooloških zbirkah oziroma živalskih vrtovih (Barrat in sod. 2010). Pobegle oziroma naseljene nutrije so v novem okolju vzpostavile invazivne populacije, ki so se nato razširile tudi na območja, kjer niso bile naseljene (Carter in Leonard 2002), v prihodnosti pa lahko takšne širitve še pričakujemo, deloma tudi zaradi klimatskih sprememb (Jarnevich in sod. 2017, Hilts in sod. 2019).

Nutrijo lahko danes najdemo na vseh celinah z izjemo Antarktike in Avstralije, v Evropi pa je njeno pojavljanje dokumentirano v večini držav (Kryštufek 1991, Kryštufek 1996, Carter in Leonard 2002, Guichón in sod. 2003c). Aulagnier in sod. (2009) v svojem terenskem priročniku nakazujejo, da sta največji sklenjeni območji razširjenosti nutrije na evropskih tleh v Franciji in Italiji, od koder večinoma prihajajo tudi podrobnejše raziskave evropskih populacij (npr. Doncaster in Micol 1989, Reggiani in sod. 1995, Marini in sod. 2011, Ruys in sod. 2011, Marini in sod. 2013, Vein in sod. 2014, Battisti in sod. 2015). Nutrije so v preteklosti raziskovali tudi v Združenem kraljestvu (Angliji), kjer je na podlagi poznavanja populacije potekla tudi uspešna eradikacija (Gosling in Baker 1989, Kryštufek 1996, Carter in Leonard 2002, Genovesi 2005). Nutrija je po nekaterih navedbah izumrla tudi v Skandinaviji in na Iberskem polotoku (glej Jarnevich in sod. 2017). Poznavanje distribucije nutrije je sicer v svetovnem merilu še vedno nepopolno, z velikimi razlikami med regijami in državami. Tudi zato je, kot izpostavljajo med

drugimi Jarnevich in sod. (2017) v svojem poskusu modeliranja globalne distribucije in morebitne bodoče širitve populacij, težko podajati zanesljive ocene morebitnih sprememb razširjenosti.

V Sloveniji je prisotnost nutrije spremljana že dalj časa. Kryštufek (1991, 1996) večino preteklih opazovanj v naravi pripisuje osebkom, pobeglim iz kožuhovinskih farm – prve izmed teh so se na območju Slovenije pojavile že po letu 1930 (Hönigsfeld in sod. 2009). Prvi podatki o pojavljanju nutrije naj bi bili objavljeni v letu 1937 na območju farme v Pobrežju pri Mariboru (Kryštufek 1996). Hönigsfeld in sod. (2009) navajajo nekaj odstreljenih osebkov na Ptujskem polju med leti 1936 in 1937, kjer naj bi si lovci celo prizadevali za njihov obstoj. Leta 1967 Alojz Šercelj v opombi prevoda Živalskega sveta (str. 248, Smolik 1967) omenja, da so nutrije pred leti gojili ob Rižani pri Kopru. Kryštufek (1991, 1996) v letih 1989 in 1990 navaja opazovanje potencialno prosto živečih nutrij pri Notranjih Goricah na Ljubljanskem barju ter v letu 1990 še opazovanja nutrije iz Rižane pri Bertokih. Na Ljubljanskem barju so se nutrije morda v temu obdobju že razmnoževale (Kryštufek 1991, 1996). V današnjem času se nutrija v večjem številu pojavlja v porečju reke Ljubljanice in na slovenski Obali (Kryštufek 1996, Hönigsfeld in sod. 2009, Kos in Potočnik 2012), posamezna opažanja pa prihajajo tudi iz drugih večjih rek, kot so Sava in Mura (Kos in Potočnik 2012). Populacija nutrije je poleg Ljubljanskega barja očitno vzpostavljena zlasti na območju reke Rižane, najdemo pa jo med drugim tudi v Škocjanskem zatoku (Kryštufek 1996). Zlasti očitna je tudi vzpostavitev populacije v samem središču Ljubljane – dandanes je dnevno opažanje nutrije že povsem običajno, njeno prisotnost pa so zaznali tudi mediji (npr. Maselj 2014). Kljub tem podatkom pa lahko vseeno izpostavimo nepopolno poznavanje razširjenosti te vrste na Slovenskem, zlasti glede na to, da še vedno obstajajo nejasnosti kje poleg porečja Ljubljanice in Rižane se pojavljajo ustaljene populacije in ne samo posamezni dispergirajoči osebki. Kryštufek (1996) sicer navaja morebitno novo žarišče v porečju reke Vipave.

## 1. 2 Habitat

Nutrija je vodni oziroma semiakvatičen glodavec, ki je izrazito vezan na mokriščne habitate, znotraj teh pa je zelo plastičen in tolerant do različnih morfoloških parametrov (Ruys in sod. 2011). Tako jo najdemo ob rekah, potokih, stoječih vodnih telesih in v močvarah (npr. Kryštufek 1991, Woods in sod. 1992, Nolfo-Clements 2009, Ruys in sod. 2011, Bertolino in sod. 2012, Battisti in sod. 2015), pojavlja pa se tudi v strukturah antropogenega izvora, kot so na primer kanali in ribniki (npr. Guichón in sod. 2003a, Battisti in sod. 2015). V mediteranskem območju (pa tudi drugod) so našeti habitatni tipi pogosto fragmentirani, zato so nutrije v takih razmerah razporejene v ločenih subpopulacijah, ki tvorijo posamezno metapopulacijo (Battisti in sod. 2015). Nutrijam naj bi ustrezale predvsem lotične vode z bogato obrežno vegetacijo (Kryštufek 1996), raziskave Ruys in sod. (2011) pa nakazujejo, da nutrije niso preveč izbirčne glede same morfologije habitata – specifično, najdena ni bila nobena korelacija med pojavnostjo in širino vodotoka ter višino brega. Aulagnier in sod. (2009) sicer navajajo, da nutrije sicer prednostno izbirajo strmejše bregove. Bertolino in Ingegno (2009) sta v svojem poskusu modeliranja ponovno potrdila pretekla opažanja (npr. Woods in sod. 1992), da je nutrija pretežno nižinska vrsta.

Kot eden izmed redkih omejujočih abiotskih dejavnikov v habitatnem smislu se zaenkrat omenja predvsem temperatura – znano je, da so nutrije namreč zelo občutljive na nizke temperature in zmrzal (Kryštufek 1996, Barrat in sod. 2010, Battisti in sod. 2015, Jarnevich in sod. 2017). V zmernem pasu njeno razširjanje proti severu tako omejujejo mrzle zime, Battisti in sod. (2015) pa celo poročajo o populacijskem zlomu kot posledici enkratne stohastične



ohladitve in zmrzali. Evropske nutrije so verjetno večje in hitreje spolno dozoriijo od osebkov na območju izvorne razširjenosti ravno zaradi prilagoditve na bolj ostre vremenske razmere (Guichón in sod. 2003b). Čeprav zaenkrat ni poznano, ali obstaja tudi ekofiziološka zgornja meja tolerance temperature, Jarnevich in sod. (2017) na podlagi modeliranja in trenutne distribucije sklepajo, da je ta precej verjetna, kar bi pojasnilo odsotnost nutrije v tropskih predelih sveta.

### 1. 3 Prehrana

Nutrija je pretežno herbivora vrsta, ki se prehranjuje predvsem z vodno (makrofitsko) vegetacijo, občasno pa tudi s terestričnimi rastlinami – to so običajno trave v neposredni bližini vodnega brega (Abbas 1991, Kryštufek 1996, Guichón in sod. 2003a, Prigioni in sod. 2005, Barrat in sod. 2010, Bertolino in sod. 2012). V obdobju obilja nutrije posegajo po več različnih prehranskih virih, spremembe prehranske sestave pa so povezane z letnim časom in razpoložljivostjo posameznega vira (Abbas 1991, Prigioni in sod. 2005). Terestrične rastline lahko predstavljajo nekoliko večji delež v prehrani pozimi, ko upade užitna biomasa makrofitov. Takrat se tudi zmanjša diverziteteta prehranskih virov (Prigioni in sod. 2005). Nutrija se prehranjuje tako z zelenimi deli in stebli kot s plodovi, cvetovi in podzemskimi deli (rizomi). Ti predstavljajo pomemben vir prehrane zlasti pozimi v času zmrzali in poplav (Abbas 1991, Kryštufek 1996). Med prehranskimi viri so navadno dominantne na vodo vezane vrste enokaličnic (Guichón in sod. 2003a, Prigioni in sod. 2005, Marini in sod. 2013).

V Evropi je prehrana nutrij precej heterogena – Kryštufek (1991) tako navaja, da so v njihovi prehrani pogosti šaši (*Carex* sp.), rogozje (*Typha* sp.), navadni trst (*Phragmites australis*) in ježki (*Spartium* sp.). Abbas (1991) v študiji tujerodne populacije v Franciji navaja, da polovico vse prehrane predstavljajo listi trav (Poaceae/Graminaceae) – med drugimi je avtor tako opazil laško ljujko (*Lolium multiflorum* (v prispevku je uporabljen sinonim *L. italicum*)), plazečo šopuljo (*Agrostis stolonifera*) in predstavnice rodu bilnic (*Festuca* spp.). Prigioni in sod. (2005) v nasprotju v svoji študiji prehrane navajajo, da so se nutrije na območju njihove raziskave prehranjevale pretežno s trstom in vodnimi kugami (*Elodea* spp.), pogosti v prehrani pa so bili tudi širokolistni žabji las (*Callitriche stagnalis*), klasasti rmanec (*Myriophyllum spicatum*) in listje robinije (*Robinia pseudoacacia*). Nutrije so v tej študiji posegale tudi po plavajočih (natantnih) makrofitih, kot so vodne leče (*Lemna* spp.) in rumeni blatnik (*Nuphar lutea*). Veliko prisotnost oziroma pomembnost trsta v prehrani navajajo tudi Reggiani in sod. (1993, cit. po Prigioni in sod. 2005), poleg trstja pa na seznam zauživanjih vrst Marini in sod. (2013) med drugim dodajajo še prstasti pesjak (*Cynodon dactylon*) in krvavordečo srakonjo (*Digitaria sanguinalis*). Vse te (in še mnoge druge, zabeležene v navedenih študijah) vrste rastlin nakazujejo, da evropske populacije nutrij nimajo enotnega prehranskega spektra, oziroma da je ta, kot že povedano, močno podvržen lokalnim razmeram. Nutrija lahko sicer kot prehranski oportunist posega tudi po hrani živalskega izvora - ribah, rakih in mehkužcih (Davis in Jenson 1960, Kryštufek 1991, Barrat in sod. 2010, Bertolino in sod. 2012). V urbanih okoljih so pogosti tudi antropogeni viri hrane (Meyer in sod. 2005).

### 1. 4 Življenje

#### 1. 4. 1 *Raba habitata in aktivnost*

Nutrije dobršen del življenja preživijo v vodnem okolju, kjer se tudi preferenčno prehranjujejo. Preferenca po hranjenju z vodnimi rastlinami ni povezana z njihovo hranilno vrednostjo, ampak

protiplenilskim vedenjem - Guichón in sod. (2003a) tako navajajo, da nutrije konzumirajo pretežno akvatično vegetacijo predvsem zato, ker jim ta omogoča, da ostanejo v okolju, kjer so varnejše pred plenilci. Obstane v vodnem okolju verjetno pomaga tudi pri termoregulaciji (Bertolino in sod. 2012). Dodaten argument k pomenu vodnega okolja za nutrije doprinaša tudi podatek, da iztrebljanje v 86% primerov poteka v vodi (Woods in sod. 1992). Iztrebki nutrij so dveh tipov, mehki in trdi – slednji so značilne valjaste oblike z vzdolžnimi žlebovi (Kryštufek 1996, Hönigsfeld in sod. 2009).

Pred neugodnimi razmerami in plenilci se nutrije zavarujejo z brlogi, ki jih izkopljejo v breg z vhodom nad ali pod vodno gladino. V gostih sestojih rastlinja lahko spletejo tudi začasno gnezdo (Kryštufek 1996, Guichón in sod. 2003a, Bertolino in sod. 2012). Ehrlich (1966) navaja, da gradnja gnezd stimulira reprodukcijo, medtem ko v zameno brejost stimulira gradnjo gnezd. V mediteranskih mokriščih jim zavetje pred nevarnostjo lahko nudijo tudi trstišča (Marini in sod. 2011). Za dostop do vode nutrije na kopnem uporabljajo običajno vedno iste stečine, ki lahko v gosti vegetaciji spominjajo na predor (Kryštufek 1996). Zabeležena je tudi uporaba in izdelava vodnih ploščadi, ki služijo prehranjevanju in izdelavi gnezd (Dolgos in Earls 1973). Domači okoliš nutrije lahko obsega nekaj deset hektarjev (Nolfo-Clements 2009).

Viški aktivnosti osebkov so ob zori in mraku, v naravi pa so aktivne tudi ponoči in, manj pogosto, podnevi (Woods in sod. 1992, Kryštufek 1996, Davis in Jenson 1960, Meyer in sod. 2005, Hönigsfeld in sod. 2009). V urbanih okoljih so izrazito aktivne zlasti podnevi in zgodaj zvečer, kar je verjetno povezano z dostopnostjo antropogenih virov hrane (Meyer in sod. 2005). Aktivnost pretežno obsega prehranjevanje, opazna vedenja pa so tudi premikanje (plavanje), oprezanje, nega in socialne interakcije (Woods in sod. 1992, Guichón in sod. 2003a). Nutrije vokalizirajo ko so ogrožene (Guichón in sod. 2003c) ter z alarmnimi klici opozarjajo druge osebkove v bližini (Guichón in sod. 2003c). Takrat se lahko tudi agresivno branijo (Kryštufek 1991), pred nevarnostjo se pogosto umaknejo z več minutnim potopom ali umikom v brlog skozi katerega izmed podvodnih vhodov (Guichón in sod. 2003a). Aktivne so vse leto in ne hibernirajo. Iste brloge lahko kljub morebitnim naravnim motnjam uporabljajo več let zapored (Bertolino in sod. 2012). Čeprav so sposobne večkilometrskih premikov po vodnih povezavah in s tem kolonizacije večjih področij (Bertolino in Ingegno 2009), na kopnem redko zahajajo daleč stran od izhodišnega vodnega telesa (Doncaster in Micol 1989, Bertolino in sod. 2012).

#### ***1. 4. 3 Reprodukcijska, socialna biologija in življenjski cikel***

Poznavanje reproduktivne in socialne biologije nutrije ni povsem poenoteno, zlasti reprodukcija in spolno vedenje pa sta pod vplivom ekoloških parametrov (Ehrlich 1966). Paritveni sistem nutrij je praviloma poliginija (Doncaster in Micol 1989, Guichón in sod. 2003c), kar podpira dejstvo, da so samci običajno večji in pokrivajo večji domači okoliš (Doncaster in Micol 1989). Samci svojo prisotnost označujejo z uriniranjem (urinirajo lahko tudi po drugih članih svoje skupine, Guichón in sod. 2003c) in s posebno analno žlezo (Gosling in Wright 1994), medtem ko samice nimajo tako izrazitega teritorialnega vedenja (Doncaster in Micol 1989). Gosling in Wright (1994) navajata, da sta samčevo markiranje in z njim povezana velikost analne žleze povezana predvsem z znotrajspolno kompeticijo med samci – žleze se tako povečajo predvsem jeseni, ko je na voljo več samcev iz prejšnje reproduktivne dobe. Parjenje običajno spremlja paritveno vedenje (Ehrlich 1966).

Nutrije v optimalnih razmerah ne kažejo specifične sezone parjenja in lahko kotijo skozi vse leto (Dolgos in Earls 1973; Wilner in sod. 1979, Reggiani in sod. 1993, oboje cit. po Guichón in sod. 2003b; Guichón in sod. 2003b), vendar v naših krajih obdobje gonitve omejujejo

hladnejši zimski meseci (Kryštufek 1996). Parjenje naj bi v zimskih mesecih spodbudile otoplitve, v poletnih pa prihod dežja po vročinskih valovih (Ehrlich 1966). Vrsta je poznana tudi po t.i. adaptivni kontroli produkcije potomcev, kar pomeni, da lahko samica reabsorbira ali abortira zarodke (Ehrlich 1966), zlasti, če so ti ženskega spola (Gosling 1986) - s tem naj bi selektivno vlagala v spol z večjo variabilnostjo reproduktivnega uspeha (torej samce; Gosling 1986, Doncaster in Micol 1989). Posledica tega je tako opažanje, da je v populaciji mlajših živali spolno razmerje nagnjeno na stran samcev, medtem ko se to razmerje pri odraslih postopoma prevesi v prid samic, kar je posledica večje disperzije in posledično večje smrtnosti pri samcih (Guichón in sod. 2003b). Samice so namreč praviloma bolj navezane na domači okoliš (Doncaster in Micol 1989) (tem ugotovitvam sicer oporekajo opažanja Nolfo-Clements (2009), ki med spoloma ni zaznala razlike v premikih). Samica po štiri mesečni brejosti skoti različno število mladičev - Guichón in sod. (2003c) navajajo pet do šest mladičev, Ehrlich (1966) navaja od enega do devet mladičev, Willner in sod. (1979; cit. po Woods in sod. 1992) pa v povprečju osem. Po nekaterih virih lahko samica skoti izjemoma tudi več kot deset mladičev (Ehrlich 1966, Smolik 1967). Ti so zelo dobro razviti in lahko materi sledijo že nekaj dni po rojstvu (Woods in sod. 1992). Sesajo približno osem tednov po rojstvu (Guichón in sod. 2003c), v tem času pa samica odganja samca (Kryštufek 1996). Nekateri raziskovalci smatrajo divje živeče nutrije za spolno zrele po približno enem (Willner in sod. 1983, Martino in sod. 2008) ali dveh letih starosti (Kryštufek 1996), Ehrlich (1966) pa v študiji osebkov v ujetništvu navaja veliko variabilnost v starosti spolno zrelih osebkov glede na način vzreje – ta lahko pri samicah obsega med pet in petnajst mesecev.

Nutrije so načeloma zelo socialne skupinske živali (Ehrlich 1966, Doncaster in Micol 1989, Guichón in sod. 2003c) - v izvornem okolju Južne Amerike običajno živijo v skupinah v povprečni velikosti 11 živali (Guichón in sod. 2003c), razpon števila osebkov pa v splošnem Woods in sod. (1992) navajajo med 2 in 13. Skupino običajno sestavlja en dominanten samec, več subadultnih ali adultnih samcev, samice in mladiči (Woods in sod. 1992, Guichón in sod. 2003c). Nutrije so precej zveste svoji skupini (Guichón in sod. 2003c), več nutrij pa si tako lahko deli svoj domači okoliš (Doncaster in Micol 1989, Nolfo-Clements 2009). Znotraj skupin obstajajo tako agresivne kot kooperativne socialne interakcije – slednje vsebujejo medsebojno negovanje, navzkrižno dojenje in alarmne klice (Guichón in sod. 2003c). Selijo se predvsem samci, medtem ko se samice zadržujejo na istem območju več časa (Doncaster in Micol 1989). Selitve se dogajajo predvsem pri srednje velikih oziroma srednje starih osebkih, kar nakazuje, da imajo dominantne živali določeno toleranco do manjših osebkov (Guichón in sod. 2003c). Samci premorejo tudi večji domači okoliš in uporabljajo večje odseke vodotokov kot samice (Doncaster in Micol 1989). Samice naj bi sicer z izjemo časa parjenja dominirale nad samci (Hönigsfeld in sod. 2009).

Kryštufek (1991) navaja, da naj bi nutrije lahko dočakale med šest in osem let. Na splošno so nutrije podvržene številnim pritiskom okolja, ki povečujejo njihovo smrtnost. Raziskava Nolfo-Clements (2009) nakazuje, da je smrtnost pri odraslih živalih precej visoka, saj je le malo več kot tretjina spremljanih živali preživela več kot dva meseca. Willner in sod (1983) navajajo celo 80% smrtnost v prvem letu življenja. Reggiani in sod. (1995) v nasprotju navajajo relativno visoko stopnjo preživetja, dodajajo pa, da sta glavna vzroka variacije smrtnosti predvsem smrtnost novorojenih mladičev in neuspešne brejosti. Glavni vzroki pogina nutrij (vsaj v avtohtonih populacijah Južne Amerike) so predvsem travme (torej plenjenje in povoz), dobršen delež pa pripada tudi človekovim vplivom, kot so strelne ali udarne rane. Drugi najpogostejši vzrok pogina so zastrupitve – te so lahko posledice tako namernega kot nenamernega vnosa toksičnih substanc s strani človeka in naravnega vnosa biotoksinov modrozelenih cepljivk.

Približno desetina populacije umre zaradi stradanja in podhranjenosti. Nutrije so občutljive tudi za bakterijske in parazitske okužbe (Martino in sod. 2008).

## 1. 5 Ekološka vloga

S svojo prehrano in aktivnostjo so nutrije pomemben element v kroženju snovi in energije v mokriščnih ekosistemih. Nutrija je kot herbivor vpeta v prehranske splette – tako Kryštufek (1991, 1996) med plenilci nutrije v Evropi navaja lunje (*Circus* sp.), hermelina (*Mustela erminea*) in pse, potencialno pa naj bi nutrije lahko plenile tudi čaplje in lisica (*Vulpes vulpes*). Mladiče nutrij naj bi plenile tudi ščuke (*Esox lucius*; Kryštufek 1996). Aliev (1966, cit. po Woods in sod. 1992) omenja, da poleg psa pomembna plenilca nutrije v Evropi predstavljata tudi šakal (*Canis aureus*) in volk (*C. lupus*). Podrobnejši pregled plenilcev je predstavljen v Woods in sod. (1992) – med njimi se nahajajo tudi vrste, ki jih najdemo v Sloveniji, kot so lisica, hermelin, rjavi lunj (*C. aeruginosus*) in lesna sova (*Strix aluco*). V sodobnem svetu, kjer so populacije navedenih plenilcev pogosto zdesetkane, v urbanih območje glavne plenilce nutrij predstavljajo predvsem psi in lisice (Bertolino in sod. 2012). Nutrije lahko gostijo tudi precej bakterij in parazitov, od katerih so lahko nekateri nevarni tudi človeku (Ménard in sod. 2000, Martino in sod. 2008, Nardoni in sod. 2011; glej tudi Hönigsfeld in sod. 2009).

Nutrije lahko tekmujejo z domorodnimi semiakvatičnimi vrstami glodavcev, kot je na primer bober (*Castor* spp.), v Severni Ameriki pa tudi pižmovka (*Ondatra zibethicus*). Kompeticija med evrazijskim bobrom (*C. fiber*) in nutrijo je sicer slabo raziskana – Ruys in sod. (2011) tako navajajo le anekdotična opažanja nutrijinega izogibanja bobrov, obenem pa izpostavljajo, da obstaja možnost prehranske kompeticije in vpliva na bobrov habitat. Tudi kompeticija med kanadskim bobrom (*C. canadensis*) in nutrijo ni poznana – posamezna opazovanja v Ameriki pa nakazujejo na morebitno toleranco in njuno sobivanje (Dolgos in Earls 1973). Zaradi podobne ekološke niše in pogostega simpatričnega pojavljanja, tako v avtohtonih območjih obeh vrst kot na območjih invazivnosti, verjetno prihaja do kompeticije s pižmovko (Woods in sod. 1992) – slednja naj bi jo v tem razmerju odnesla slabše (glej tudi Dolgos in Earls 1973), njene populacije pa naj bi bile v upadu na območjih, kjer se je pričela pojavljati nutrija (Bertolino in sod. 2012).

## 1. 6 Problematika invazivnosti

Nutrija je že dolgo poznana invazivna vrsta v svetovnem merilu (Carter in Leonard 2002). Izven naravnega okolja se nutrije večinoma smatra kot škodljivce, saj lahko precej vplivajo na lokalno bioto (Kos in Potočnik 2012). To mnenje je prevladujoče predvsem v zahodni Evropi, medtem ko je v vzhodni Evropi mestoma še vedno cenjena zaradi njenega krzna (Carter in Leonard 2002). Kolonizacija novih območji lahko pri nutriji poteka razmeroma hitro (Ruys in sod. 2011, Bertolino in sod. 2012), poselitvi območja pa običajno sledi populacijska eksplozija. Sčasoma populacija sicer upade, številčnost pa prične nihati v letnih ciklih. Do porasta populacije običajno pride čez poletne in jesenske mesece, največji upad pa se pojavi v zimskih in post-zimskih mesecih (Doncaster in Micol 1989, Reggiani in sod. 1995, Marini in sod. 2011, Battisti in sod. 2015). Ob ekstremnih dogodkih, povezanih z zimsko temperaturo lahko pride celo do populacijskega zloma, ki ga Battisti in sod. (2015) obravnavajo zlasti v obrobni ponornih subpopulacijah.

### 1. 6. 1 Negativni vidiki

Raziskave vpliva nutrij na domorodne mokriščne ekosisteme navajajo spremembe in celo uničenje mokriščnih habitatov v povezavi s spremembami lokalne flore (npr. Willner in sod. 1979, cit. po Prigioni in sod. 2005; Woods in sod. 1992, Kryštufek 1996, Carter in Leonard 2002, Hönigsfeld in sod. 2009, Barrat in sod. 2010, Bertolino in sod. 2012, Hiltz in sod. 2019). Vpliv je lahko tudi omejen ali lokaliziran, kar je verjetno odvisno od stanja lokalne populacije (Prigioni in sod. 2005). Nutrije naj bi tako s svojo aktivnostjo postopno odstranile nadzemno biomaso in izpostavile substrat abiotskim dejavnikom, ki otežujejo ponovno rekolonizacijo z rastlinami (Bertolino in sod. 2012). Vpliv je še toliko večji v slabših razmerah, ko potrebe nutrij presežejo nosilno kapaciteto okolja (Carter in sod. 1999). Ob odstranitvi oziroma omejevanju populacije si lahko prizadeta območja sicer vsaj deloma opomorejo (Bertolino in sod. 2010). Efekt devastacije in sama konzumacija lahko vplivata tudi na populacije ogroženih in naravovarstveno pomembnih vrst vodnih rastlin (Prigioni in sod. 2005, Marini in sod. 2013).

Preko motenj trstišča lahko nutrije vplivajo tudi na ptice, vezane na ta specifičen habitat, kot so na primer bobnarica (*Botaurus stellaris*), srpična trstnica (*Acrocephalus scirpaceus*) in rakar (*A. arundinaceus*) (Marini in sod. 2011). Prigioni in sod. (2005) navajajo tudi posreden negativen vpliv bodisi na čapljico (*Ixobrychus minutus*) bodisi na malega ponirka (*Tachybaptus ruficollis*)<sup>1</sup> z motnjami med gnezditvijo in preko redčenja trstičja. Nutrije lahko tudi neposredno motijo gnezdenje vodnih ptic - na primer liske (*Fulica atra*), zelenonoge tukalice (*Gallinula chloropus*) in mlakarice (*Anas platyrhynchos*). Gnezda vodnih ptic nutrije izkoriščajo kot prikladno mesto za počitek ali prehranjevanje, pri čemer lahko izvržejo ali zmečkajo odložena jajca (Bertolino in sod. 2011, Angelici in sod. 2011). Neposrednega plenjenja jajc Bertolino in sod. (2011) niso dokazali. Vse naštete vrste ptic z izjemo bobnarice so v vsaj enkrat v obdobju 2002-2017 gnezdile tudi na območju ali v neposredni bližini Ljubljanskega barja (Mihelič in sod. 2019). Nutrija vpliva tudi na mehkužce preko neposredne konzumacije – v Veliki Britaniji naj bi tako plenila veliko brezzobko (*Anodonta cygnea*) (Davis in Jenson 1960). Ta vrsta školjke, ki je zabeležena tudi v Sloveniji, sicer na območju Ljubljanskega barja še ni bila najdena (Govedič 2017).

Negativni aspekti človeške interakcije z nutrijo obsegajo predvsem izredno gospodarsko škodo, ki jo nutrija lahko naredi v poljedelstvu z uničevanjem poljščin v bližini svojega habitata (Abbas 1988, Woods in sod. 1992, cit. po Guichón in sod. 2003a; Hönigsfeld in sod. 2009, Aulagnier in sod. 2009, Barrat in sod. 2010). Guichón in sod. (2003a) take škode, ki se v območju naravne razširjenosti nutrije ne pojavljajo, pripisujejo pomanjkanju obrežne vegetacije evropskih vodotokov. Nutrija predstavlja nevarnost za potencialen vpliv tudi na živinorejo – Ménard in sod. (2000) tako navajajo, da lahko služi kot propagator in rezervoar velikega metljaja (*Fasciola hepatica*), občasno pa se lahko okužijo tudi z *Bacillus anthracis* (povzročitelj vraničnega prisada oz. antraksa; Martino in sod. 2008). Nutrije so problematične tudi s stališča svojih brlogov, saj spodkopavajo nasipe in druge hidrotehnične strukture, kar lahko privede do velikih škod, posredno pa vplivajo na erozijske procese tudi z redukcijo lokalne flore (Woods in sod. 1992, Carter in Leonard 2002, Barrat in sod. 2010).

Kumulativna ekonomska škoda nutrij v sosednji Italiji je tako med letoma 1995 in 2000 znašala preko enajst milijonov evrov, k temu pa je potrebno prišteti še več kot dva milijona in pol stroškov upravljanja (Panzacchi in sod. 2007, Bertolino in sod. 2012). Predvidena škoda ob širitvi populacij bi lahko v prihodnosti celo dosegla vrednosti med 9 in 12 milijonov letno

---

<sup>1</sup> V članku Prigioni in sod. (2005) navajajo vrsto kot »little grebe (*Ixobrychus minutus*)«. V tem primeru gre za nejasnost zaradi poimenovanja - »little grebe« v angleščini namreč pomeni malega ponirka (*Tachybaptus ruficollis*), medtem ko strokovno ime *I. minutus* pripada čapljici. Bolj verjetno je, da je v tem kontekstu mišljena čapljica – kot prizadeto vrsto jo navajajo tudi Marini in sod. (2011).

(Panzacchi in sod. 2007). V Sloveniji je bilo med letoma 2006 in 2019 lovskim družinam prijavljenih 17 škodnih primerov na kmetijskih kulturah (koruzi), s skupno ocenjeno škodo približno 1100 evrov in dejanskimi stroški v višini približno 1400 evrov – od tega je bilo 14 prijav izvedenih v loviščih na območju ali v bližini območja Krajinskega parka Ljubljansko barje (Lisjak 2019).

Nutrije lahko prenašajo tudi številne človeku potencialne parazite in patogene, na primer velikega metljaja (Ménard in sod. 2000) in toksoplazmo (*Toxoplasma gondii*) – slednji verjetno predstavljajo tudi nov naravni rezervoar (Nardoni in sod. 2011). Martino in sod. (2008) navajajo, da poleg antraksa nutrije lahko prenašajo tudi nekaj drugih za človeka potencialno patogenih bakterij (npr. *Klebsiella pneumoniae*, *Escherichia coli*, *Salmonella sp.*, *Staphylococcus aureus* in *Pseudomonas aeruginosa*). Ob tem je seveda potrebno poudariti, da so nekatere od teh bakterij naravno prisotne v naši bakterijski flori in običajno zdravemu posamezniku niso posebno nevarne. Prevalenca teh okužb je v populacijah nutrije običajno zelo nizka (Bertolino in sod. 2012). Nutrija se je izkazala tudi za novi naravni rezervoar leptospiroze (povzročitelj *Leptospira spp.*), saj ji kljub relativno visoki stopnji prenosa med osebkami ta človeku potencialno nevaren patogen očitno ne povzroča večjih težav (Vein in sod. 2014).

### 1. 6. 2 Pozitivni vidiki

Reggiani in sod. (1993, cit. po Prigioni in sod. 2005) navajajo, da nutrije morebiti s prehranjevanjem z obrežno vegetacijo preprečujejo vzpostavitev lesnate združbe vrbovja in s tem omogočajo hitro kolonizacijo območja trstu, kar lahko pripomore k vzpostavitvi habitata za vrste živali, vezane na sestoje trstičja. Njihovo prehranjevanje z vodnimi kugami (Prigioni in sod. 2005) bi celo lahko smatrali kot obliko biološke borbe, kjer z eno invazivno vrsto oviramo širjenje druge. S kopanjem brlogov nutrije zračijo prst in ustvarjajo številne mikrohabitata ter potencialna zatočišča za druge živalske vrste. Te lahko nutrije tudi razširjajo in s tem pomagajo k disperziji in mešanju populacij – študija Waterkeyn in sod. (2010) je tako pokazala, da lahko nutrije v mokrem kožuhu prenašajo mnogokatero vodne vrste nevretenčarjev.

Toleranca do nutrij ostaja precej velika, k čemer verjetno prispeva njihova ne preveč plaha narava – nutrije namreč tolerirajo človekovo prisotnost, kar nedvomno prispeva k njihovi razširjenosti v urbanih okoljih (Bertolino in sod. 2012), kot je na primer središče Ljubljane. Cenjeno je tudi njeno krzno (Kryštufek 1996), v območju naravnega pojavljanja pa je ravno zaradi slednjega pod precejšnjim lovskim pritiskom (Guichón in sod. 2003b). Nutrija je tudi v Sloveniji uvrščena med lovno divjad in lahko predstavlja pomemben socio-ekonomski element v loviščih, kjer je prisotna (Kos in Potočnik 2012). Kot ena redkih vrst sodi med divjad, ki se jo lahko lovi skozi vse leto (Ur. l. RS 2014, LZS 2019). Določeno mero naklonjenosti nutriji izkazuje tudi splošna javnost in določene interesne skupine, zato lahko ob morebitnih eradikacijskih procesih pričakujemo težave. Eradikacija - iztrebljanje je v upravljanju sicer priporočljiva za izolirane in novo nastale populacije (Bertolino in sod. 2012). Genovesi (2005) kot primer kako lahko nasprotovanje prebivalstva ustavi iztrebljanje navaja primer iz Sicilije, kjer je lokalna veja WWF odstranitev nutrije iz nekega območja uspešno preprečila.

### 1. 7 Povzetek

- Nutrija je velik akvatičen sesalec, ki se pojavlja skoraj že po vsem svetu. V preteklosti je bila naseljena predvsem zaradi vzgoje na krznarskih farmah, od tam pa je večkrat

pobegnila oziroma bila izpuščena, nato pa uspešno kolonizirala večja območja. V Sloveniji je z izjemo parih območjih pojavljanje nutrije še vedno slabo raziskano.

- Nutrije so vezane na vodne habitate, ki jih redko zapustijo. Znotraj teh so izredno plastične – edini zaenkrat dobro poznan omejujoč dejavnik pojavljanja v vodnih ekosistemih je minimalna okoljska temperatura. Izredno plastičnost potrjuje tudi njihova prehrana, ki lahko močno variira med posameznimi populacijami in je pod vplivom lokalnega okolja.
- Osebki nutrij se večinoma združujejo v skupine, ki pokrivajo določene domače okoliše. V skupinah se pojavlja dominantna hierarhija, kjer en samec v poliginičnem paritvenem sistemu oplojuje več samic. Specifična sezona parjenja in kotenja sicer ne obstaja, vendar je reproduktivna uspešnost zlasti v zmernih klimatih severne poloble pod vplivom zimskih temperatur. Samica običajno skoti več mladičev. Nutrije lahko dočakajo več kot šest let, vendar so praviloma izpostavljene zelo veliki smrtnosti že v zgodnjem obdobju življenja.
- Negativni aspekti pojavljanja nutrij v tujerodnih območjih vključujejo upad pestrosti in strukture mokrišč zaradi herbivorije, izginjanje ogroženih vrst makrofitov zaradi paše, ekonomsko škodo na poljščinah, gospodarsko škodo na hidrorregulacijskih strukturah zaradi spodkopavanja, negativen vpliv na populacije ptic in školjk ter prenos precejšnjega števila za živino in človeka potencialno nevarnih patogenov in parazitov.
- Kljub številnim potencialnim negativnim učinkom ima prisotnost nutrije lahko tudi določene pozitivne lastnosti – poleg ustvarjanja habitatne heterogenosti in prehranjevanja z invazivnimi (tujerodnimi) rastlinami so te živali tudi hrana nekaj vrstam avtohtonih plenilcev. Pomembno je izpostaviti tudi, da jo vsaj določen del človeške populacije sprejema kot neproblematično vrsto, hkrati pa je lahko pomemben socioekonomski element v lovskem upravljanju.

## 2 Pižmovka (*Ondatra zibethicus*)

Pižmovka (*Ondatra zibethicus* (v nekaterih virih tudi *O. zibethica*) (Linnaeus, 1766); ang. »muskrat«) je srednje velik glodavec, vezan na vodne habitate. Danes pižmovko po filogeniji jedrnega genoma, ki so jo predstavili Steppan in sod. (2004), uvrščamo v družino Cricetidae in poddružino Arvicolinae (člani katere so nekoč pripadali družini voluharic Arvicolidae (npr. Kryštufek 1991)). Je manjša od nutrije, a še vedno precej večja od večine naših glodavcev. Prepoznamo jo po relativno dolgem in golem bočno sploščenem repu, plavalnih ščetinah na zadnjih nogah (za razliko od nutrije te nimajo plavalne kožice) in skoraj povsem skritih ušesih (Willner in sod. 1980, Kryštufek 1985, Kryštufek 1991, Danell 1996, Aulagnier in sod. 2009, Hönigsfeld in sod. 2009). Pižmovke imajo med zadnjimi nogami v bližini reproduktivnih organov dvojno žlezo, ki izloča specifično dišečo tekočino dišečo po pižmu (Smolik 1967, Willner in sod. 1980). Pižmovke tehtajo med pol ter dva in pol kilograma, kar je bistveno manj od nutrije ali bobra (Kryštufek 1985), v nasprotju z nutrijo pa nimajo opaznejšega spolnega dimorfizma (Willner in sod. 1980).

### 2.1 Razširjenost

Pižmovka je izvorno neoarktična vrsta, ki jo najdemo praktično v vseh zveznih državah kontinentalnih Združenih držav Amerike, na severu Mehike in po celotni Kanadi (Willner in sod. 1980, Kryštufek 1985, Kryštufek 1991, Barrat in sod. 2010, Skyriené in Paulauskas 2012, Cassola 2016). Iz tega območja so jo prenesli tudi v palearktično regijo zaradi vzgoje za krzno, kjer je sedaj razširjena na velikem območju. V Evropi so jo naprej naselili leta 1905 na Češkem

(Smolik 1967, Kryštufek 1991, Kryštufek 1996, Danell 1996, Aulagnier in sod. 2009), kmalu po tem pa še na Finskem in v Sovjetski zvezi. Iz območja prvih naselitev na evropskih tleh se je vrsta sama razširila v Avstrijo, Nemčijo, Francijo, Švico, Madžarsko, Romunijo, Poljsko in nekdanjo Jugoslavijo (Smolik 1967, Kryštufek 1985). Kryštufek (1985, 1991) navaja, da se je v slednji pojavila prvič leta 1932 v okolici hrvaške Koprivnice. Iz kožuhovinarskih farm je bila namerno izpuščena za »obogatitev lokalne favne«, ob pomanjkanju trgovine s krznom ali pa je pobegnila. Danes je razširjena po skoraj celotni srednji Evropi, najdemo pa jo tudi v Franciji, Skandinaviji, na Balkanu in v vzhodni Evropi (Willner in sod. 1980, Aulagnier in sod. 2009, Barrat in sod. 2010, Cassola 2016). Njena razširjenost se na vzhodu nadaljuje po skoraj celotnem ozemlju Ruske federacije do Kamčatke. Najdemo jo tudi na Kitajskem in Japonskem (Willner in sod. 1980, Kryštufek 1991, Cassola 2016). V Angliji so jo v preteklosti uspešno iztrebili (Gosling in Baker 1989, Genovesi 2005).

V Sloveniji je pižmovka prisotna že skoraj po celotni državi, potek kolonizacije ozemlja pa je presenetljivo dobro dokumentiran. Prve podatke za Slovenijo na območju Prekmurja Kryštufek (1985, 1991) navaja za leto 1933, na naše območje pa je pižmovka prišla verjetno po Muri, Rabi in Zali. Malo kasneje se je pojavila še na Dravi, nato pa je kolonizacijo nadaljevala po Dravinji do Savinje. Na območju reke Save se je pižmovka začela pojavljati šele v 50. letih prejšnjega stoletja, od koder se je morda preko Idrijce razširila v Jadransko povodje. Na območju Nove Gorice se je po poročanju lovcev pojavila v letu 1987, vendar ni znano, če se je populacija v Jadranskem povodju sploh obdržala (Kryštufek 1985). Če povzamemo je pižmovka tako območje Slovenije verjetno kolonizirala najprej dolvodno po Muri in Dravi, iz Drave nato gorvodno v porečje Savinje. Kasnejša pot kolonizacije je potekala gorvodno po Savi, morebiten preskok iz Črnomorskega v Jadransko povodje pa se je verjetno zgodil nekje na območju Cerkljanskega hribovja (Kryštufek 1991). Glavno obdobje kolonizacije pižmovke na Slovenskem naj bi bilo zaključeno okoli leta 1952 (Kryštufek 1985). Pižmovka je danes kljub splošni razširjenosti dostikrat neopazna ali celo redka, njena dejanska razširjenost in populacijske gostote pa ostajajo neznanka, čeprav Kos in Potočnik (2011) navajata, da se vsaj občasno lokalno pojavlja v večjih gostotah.

## 2. 2 Habitat

Podobno kot nutrija je pižmovka semiakvatičen glodavec, vezan na vodne habitate (npr. Ahlers in sod. 2010). Tako jo najdemo ob rekah, potokih, stoječih vodnih telesih in v raznolikih močvarah (npr. Artimo 1960, Danell 1977, Danell 1979, Aulagnier in sod. 2009, Kos in Potočnik 2012). Njeni vodni habitati so lahko izredno raznoliki – Errington (1963, cit. po Danell 1996) tako navaja, da jo najdemo tako v arktični tundri kot v subtropskih rekah. Pižmovke načeloma ne okupirajo barij, hitro pa kolonizirajo morebitne jarke, vkopane vanje. Najboljši habitat pižmovk na Finskem predstavljajo manjši vodotoki, čeprav ni opazne očitne preference med stoječo in tekočo vodo (Artimo 1960). Aulagnier in sod. (2009) v svojem priročniku navajajo, da pižmovke preferirajo počasi tekoča ali stoječa plitva vodna telesa z dobro razvito obrežno vegetacijo, kar potrjuje študija Ecke in sod. (2014), ki navaja, da, sodeč po ekoloških modelih, pižmovke preferirajo jezera z dobro razvito makrofitsko vegetacijo. V študiji Ervin (2011) so pižmovke v svojem naravnem območju razširjenosti kot habitat najraje izbirale rogozja (*Typha* spp.) in presličevja (*Equisetum* sp.), kjer so si tudi najpogosteje postavljale bivališča. Pižmovka je dokaj neobčutljiva na nekatere parametre vodotokov, kot so na primer širina in višina ter strmina brežine (Ruys in sod. 2011) – indiferentnost do zadnjega parametra sicer oporeka Artimo (1960), ki navaja, da pižmovke ne marajo strmih bregov z ozkim pasom akvatične vegetacije – logično namreč je, da plitvejši bregovi omogočajo bolj obsežen pas



obrežne vegetacije (Ecke in sod. 2014). V območjih kjer je tujerodna oziroma invazivna, se pižmovka pojavlja tudi v urbanih in atropogenih habitatih (Kos in Potočnik 2012).

Pižmovke so občutljive na vodostaj vode (Brzeziński in sod. 2010), zato na izbiro habitata vpliva tudi njegovo nihanje – če je to preveč izrazito, živali območja običajno ne poselijo (Artimo 1960). Za razliko od nutrije pižmovka ni podvržena tako izrazitim temperaturnim pritiskom spodnjega minimuma, saj izvorno prihaja iz klimatsko zelo podobnih razmer Severne Amerike – odpornost do klimatskih razmer sicer variira med podvrstami (npr. Artimo 1960). V območjih z neenakomerno razporeditvijo padavin in posledično zmanjšano uspešnostjo makrofitske vegetacije zaradi selekcijskega pritiska pod vplivom energetskih potreb lažje preživijo manjši osebki. Eden večjih selekcijskih pokazateljev velikosti pižmovk je verjetno tudi sezonskost, ki v obdobjih obilja favorizira osebke z hitrejšo rastjo (Boyce 1978).

## 2. 3 Prehrana

Pižmovka je generalističen rastlinojed, ki posega predvsem po vodnih makrofitih, ki se nahajajo znotraj njenega habitata (glej Kryštufek 1985, Willner in sod. 1980). Trst (*Phragmites australis*) kot pomemben element prehrane izpostavljata Kos in Potočnik (2012), ki navajata, da se pižmovka hrani predvsem z njegovimi koreninami. Sodeč po Burghause (1988; cit. po Kos in Potočnik 2012) je en osebek v eni noči sposoben konzumirati več kot kvadratni meter trstičja. Smirnov in Tretyakov (1998) poročata o prehranjevanju pižmovke tako s trstom, kot med drugim, z rumenim blatnikom (*Nuphar lutea*) in mehurjastim šašem (*Carex vesicaria*), medtem ko je ostri šaš (*C. acuta*) zaradi svoje za pižmovko neugodne zgradbe pod manjšim vplivom objedanja. Na Švedskem pižmovka poleg trstja in šašja konzumira tudi vodno preslico (*Equisteum fluviatile*) in mestoma jezerski biček (*Schoenoplectus lacustris*) (Danell 1979). V Združenih državah Amerike poročajo o prehranjevanju tudi z invazivno pisano čužko (*Phalaris arundinacea*), vrsto trave, ki je domorodna v Evropi (Ahlers in sod. 2010). Artimo (1960) med prehranskimi viri na Finskem poleg trsja, šašja, vodne preslice in jezerskega bička navaja tudi rogozje (*Typha* spp.), predstavnike rodu *Isoetes* in pokončnega (*Sparganium erectum*) ter enostavnega ježka (*S. simplex*). Med prehrano pižmovke najdemo tudi gomolje topinamburja (*Helianthus tuberosus*) (Kos in Potočnik 2012).

Poleg makrofitov lahko pižmovka posega tudi po mehkužcih (školjkah), ribah in rakih (Willner in sod. 1980, Danell 1996, Kryštufek 1985, Kryštufek 1991, Owen in sod. 2010). Z ribami se hrani običajno le če so onesposobljene ali poginule (Danell 1996). Med školjkami je poznano, da se prehranjuje z brezzobkami (*Anodonta* spp.) in škržki (*Unio* spp.) (Marcström 1964, cit. po Danell 1996; Willner in sod. 1980, Danell 1996, Ruys in sod. 2011), pa tudi s potujočimi trikotničarkami (*Dreissena polymorpha*) (Sietman in sod. 2003). Plenjenje školjk družine Unionidae je celo tako pogosto, da so Ruys in sod. (2011) v svoji raziskavi sledove prehranjevanja s školjkami avtomatično pripisali pižmovki.

## 2. 4 Življenje

### 2. 4. 1 Raba habitata in aktivnost

Podobno kot nutrija lahko pižmovka v bregove svojega vodnega habitata koplje brloge, pogosto pa zgradi kopasta gnezda – kočice (prirejeno iz ang. »muskrat house« ali »lodge«). Splete jih iz materiala, ki je na voljo v neposredni bližini, torej iz okoliške makrofitske vegetacije (trstičja,

šašja in ločja) in blata (Danell 1978, Willner in sod. 1980, Kryštufek 1991, Danell 1996, Connors in sod. 2000, Hönigsfeld in sod. 2009). Te jim lahko služijo kot zatočišče, počivališče, prehranjevališče ali celo skladišče hrane (MacArthur 1980, Kryštufek 1991). Gradnja koč v odsotnosti ledu poteka celo leto, opazen višek pa je moč zabeležiti jeseni (Danell 1996). Koče so zgrajene na vodni površini, običajno med makrofitsko vegetacijo in siturirane na rahlo dvignjenem dnu (Danell 1978). Koče so lahko precejšnjih dimenzij – Aulagnier in sod. (2009) navajajo, da lahko zimske koče dosežejo celo višino enega metra. Vhod v brloge in pletene koče je običajno pod vodo (Willner in sod. 1980, Hönigsfeld in sod. 2009), brlogi z vodom nad vodo pa naj bi služili predvsem kot nadomestek kočam (Connors in sod. 2009). MacArthur (1980) omenja možnost, da pižmovke brloge uporabljajo poleti tudi zato, da se umaknejo, ko je lahko v kočah prevroče. Število koč Ahlers in sod. (2010) povezujejo z velikostjo domačega okoliša, saj večji domači okoliš pomeni večje območje izpostavljenosti plenilcem in drugim neugodnim razmeram. Uporaba koč variira glede na njihovo strukturo, v osnovi pa gradijo dva tipa koč – velike koče uporablja skupina živali za zatočišče, medtem ko so manjše pogosto namenjene le prehranjevanju ali zaščiti, ko pižmovke med premiki pridejo po zrak na vodno gladino (Willner in sod. 1980, Danell 1996). Naseljene koče oz. koče, ki so jih živali dejansko uporabljale, poleti (junija) v študiji Danell (1978) niso kazale prostorskega vzorca, medtem ko so se jeseni (oktobra) nahajale blizu drug druge. Pižmovke lahko na istih mestih postavljajo koče več let zapored (Danell 1996). Pri hranjenju pižmovke uporabljajo tudi skupke rastlinskega materiala imenovane prehranjevalne ploščadi – te lahko uporabljajo tudi za počitek in nego (Connors in sod. 2000). Brloge pižmovke izkopavajo predvsem v habitatih, kjer je gradnja koč otežena (Danell 1996), povečano izkopavanje brlogov pa bi lahko bilo tudi odziv na uničevanje koč s strani človeka (Artimo 1960). Brlogi se običajno nahajajo ob mirni vodi v bližini vegetacije, izkopavanje pa je omejeno z brežino in teksturo substrata (Brooks 1985). Izraba habitata oziroma različnih vegetacijskih pasov variira glede na višino vode in populacijsko gostoto (Danell 1978).

Pižmovke so aktivne predvsem ponoči (torej so pretežno nokturne živali; MacArthur 1980, Brooks 1985) ter ob somraku (Hönigsfeld in sod. 2009), občasno pa jih lahko opazimo med sončenjem na »strehi«<sup>»</sup> njihovih koč (Aulagnier in sod. 2009). Pižmovke je tako najbolj smotrno opazovati v večernih ali jutranjih urah (Ruys in sod. 2011). MacArthur (1980) je s pomočjo radiotelemetrije ugotovil, da je višek dnevne aktivnosti pižmovk v poletnih mesecih ponoči, medtem ko so pižmovke v zimskih mesecih kazale viške aktivnosti tudi v poznem popoldnevu in zgodnjih večernih urah – pozimi pižmovke namreč ne hibernirajo (Kryštufek 1991). To je morda povezano z redukcijo dnevne svetlobe v zimskih mesecih in z njo povezanima mrakom in zoro, ki sta ključni časovni točki v vzorcu dnevne aktivnosti pižmovk (MacArthur 1980). Na intenzivnost dnevno-nočne aktivnosti abiotiski dejavniki nimajo očitnega vpliva – MacArthur (1980) je tako opazil najbolj očitni vpliv kombinacije odprte vode, mrzlih temperatur in vetra le ob začetku zime. Willner in sod. (1980) navajajo, da pižmovke daljše ekskurzije opravljajo v deževnih dneh. Daljše prehranjevalne ekskurzije pižmovke opravljajo tudi pozimi, kar MacArthur (1980) pripisuje tudi morebitnim vmesnim postankom v zatočiščih, ki služijo ponovnemu ogrevanju. Pozimi pižmovke tudi ostajajo v bližini zatočišč, medtem ko je poleti prehranjevalno območje precej večje (Danell 1996). Pižmovke se lahko ob direktnem ogrožanju in pomanjkanju alternativ (bega) agresivno branijo (Danell 1996). Agresivne so tudi v obdobju parjenja, saj takrat prihaja do vzpostavitve dominantne hierarhije. So odlični plavalci, ki lahko dolgo zdržijo pod vodo (več kot deset minut, Willner in sod. 1980, Kryštufek 1991), zlasti kadar so bile preplašene. Komunicirajo z različnimi tipi oglašanja (Willner in sod. 1980).

Gostota pižmovk variira glede na geografsko lokacijo – Danell (1979) tako v primerjavi z Pelikan in sod. (1970) navaja le tri do šest živali na hektar, medtem ko slednji navajajo med 28-

55 osebkov na hektar. Gostota je odvisna od kvalitete habitata (Artimo 1960, Brzeziński in sod. 2010). Najštevilčnejše populacije pižmovk se nahajajo v eutrofnih vodnih razmerah z veliko hrane (Artimo 1960, Brzeziński in sod. 2010), medtem ko vsaj na Finskem pižmovke v oligotrofnih in distrofnih jezerih običajno ne uspejo vzpostaviti stalne populacije (Artimo 1960). Ahlers in sod. (2010) navajajo, da pižmovke običajno ne zahajajo daleč stran od svojega vodnega habitata – tako v njihovi študiji v linearnih vodnih habitatih (podobnih Ljubljanskemu barju) niso zahajale več kot 3 metre stran od vodnega roba. Temu oporekajo starejša opažanja Kryštufek (1985), ki navaja najdene mrtve osebkke v precejšnji razdalji od najbližjega vodnega telesa. Domači okoliši so verjetno večji pri manjših populacijskih gostotah, samci pa naj bi imeli večje od samic. Na splošno velikost domačega okoliša obsega nekaj hektarjev (Marinelli in Messier 1993). V linearnih habitatih imajo pižmovke večstometerske domače okoliše, ki so krajši pri mlajših osebkih, večino gibanja pa opravijo v bližini svojih zatočišč, pri čemer redko zahajajo več kot nekaj sto metrov stran (MacArthur 1980, Brooks 1985). Mlajše živali bi lahko imele krajše domače okoliše zaradi intraspecifične kompeticije z odraslimi živalmi. Linearni habitati so sicer velikokrat edini habitati na voljo v kmetijski kulturni krajini – domači okoliši pižmovk so v takih območjih praktično enodimenzionalni (Ahlers in sod. 2010).

#### **2. 4. 3 Reprodukcijska, socialna biologija in življenjski cikel**

Pižmovke kažejo izrazito teritorialnost, kar pomeni, da je prekrivanje domačih okolišev znotraj istega spola minimalno (Marinelli in Messier 1993) – zanimivo pa je, da teritorialnost upade v zimskih mesecih, ko se lahko v skupine združi več nesorodnih osebkov v povezavi s socialno termoregulacijo (MacArthur 1980, Marinelli in Messier 1993). Domače teritorije branita tako samec kot samica, paritveni sistem pižmovke pa bi lahko opisali kot pretežno monogamijo z občasno poliginijo (Caley 1987, glej tudi Willner in sod. 1980) – poliginija naj bi se pojavljala zlasti kadar je spolno razmerje nagnjeno v prid samic (Marinelli in Messier 1993). Imajo podoben reproduktivni uspeh kot nutrije, saj lahko kotijo večkrat letno (celo tri do štirikrat) in hkrati skotijo več kot 10 mladičev (2-14, Kryštufek 1991, oz. povprečno sedem mladičev, Willner in sod. 1980). Brejost pižmovk sodeč po Kryštufek (1991) traja med enim mesecem ter mesecem in pol. Dolžino brejosti, približno enega meseca, navajajo tudi Willner in sod. (1980) in Hönigsfeld in sod. (2009). Mladiči pižmovk so skoraj povsem goli in slepi, samica pa jih odstavi v približno štirih tednih. Zmanjšanje domačega okoliša samca v obdobju vzreje mladičev nakazuje, da tudi samci verjetno vsaj deloma skrbijo za zarod (Marinelli in Messier 1993). Večina juvenilnih pižmovk postane spolno zrelih naslednjo pomlad po skotitvi (Artimo 1960, Willner in sod. 1980, Hönigsfeld in sod. 2009). Disperzija osebkov poteka predvsem spomladi, ko mlade živali večinoma spolno dozori – ponavadi namreč dispergirajo ravno subadulti (Willner in sod. 1980). Disperzija je izrazita pri samcih, medtem ko so samice bolj filopatrične (Caley 1987). Razširjanje pižmovk običajno otežujejo sušna obdobja, ki močno povečajo smrtnost osebkov v razširjanju (Boyce 1978). Večina dispergerjev se ustali relativno blizu njihovega rodnega domačega okoliša (Caley 1987).

Pižmovke živijo v družinskih skupinah (Willner in sod. 1980), kjer osnovno socialno enoto predstavlja par samca in samice z mladiči (Marinelli in Messier 1993). Pozimi si lahko več nesorodnih pižmovk deli isto zatočišče (MacArthur 1980), variabilnost cikla dnevne aktivnosti med osebki pozimi pa pižmovkam omogoča, da se več osebkov, ki si deli kočo, izmenjuje pri zunanji aktivnosti. To omogoča relativno konstanto ohranjanje notranje mikroklimne in temperature koče, hkrati pa preprečujejo nastajanje ledu na izhodih. S tem vedenjem verjetno tudi zmanjšujejo socialni stres zaradi gneče pri hranjenju. Takšna vedenja podpirajo in omogočajo socialno termoregulacijo (MacArthur 1980).

Življenska doba pižmovk je ocenjena na do tri leta starosti (Kryštufek 1991). Omejujoči dejavniki populacij in vzroki smrtnosti pri pižmovki v naravnem okolju obsegajo razpoložljivost hrane, plenilce, podnebje, intraspecifično kompeticijo in nesreče (Feldhamer in sod. 2003, cit. po Skyrienė in Paulauskas 2012). Manjša količina hrane, povezane s prekomerno pašo vegetacije samih pižmovk, vpliva na povprečno težo živali in zmanjšuje njihov reproduktivni uspeh (Skyrienė in Paulauskas 2012).

## 2. 5 Ekološka vloga

Pižmovke s svojimi aktivnosti posredno vplivajo na pretok energije v ekosistemu in na kemizem vode (Butautytė-Skyrienė in sod. 2011). Connors in sod. (2009) navajajo, da pižmovke med gibanjem ustvarjajo majhne premike v prsti oz. podlagi mokrišč, ki lahko vodijo v povečanje potencialne neto nitrifikacije in mineralizacije dušika. Zanimiv je tudi vpliv na druge procese vpete v kroženje snovi. Wainscott in sod. (1990) tako navaja, da ravno gnezda pižmovk premorejo bistveno večje gostote mikrobov kot močvirska tla – s tem bi lahko delovale kot naravni kompost, ki pospešuje razgradnjo - dekompozicijo.

Danell (1977, 1979) je opazoval posreden vpliv na lokalni ekosistem preko fragmentacije habitatnih tipov. Pižmovke so izredno prilagodljive - ko na nekem mestu upade številčnost makrofitov se lahko preselijo na drugo, ustrežnejše območje (Artimo 1960, Marcström 1964, cit. po Danell 1996) ali pa pričnejo izbirati druge, manj zaželene vrste (Boyce 1978). Umik iz območja obžiranja sicer omogoča regeneracijo rastlinja v relativno kratkem času (Artimo 1960, Danell 1996), razen v primeru, ko je aktivnost pižmovk povzročila premeščanje sedimentov v globlje vode – v tem primeru je lahko obnavljanje makrofitske vegetacije bistveno upočasnjeno (Danell 1996).

Glavni plenilec pižmovke na njenem naravnem območju razširjenosti je severnoameriški mink (*Mustela vison*) (Artimo 1960, Willner in sod. 1980, Proulx in sod. 1987, Brzeziński in sod. 2010). Severnoameriški mink je bil naseljen tudi v Evropo, kjer na določenih območjih že vpliva na številčnost populacije pižmovke (Brzeziński in sod. 2010). Kryštufek (1991) kot plenilca pižmovke v Evropi navaja lisico (*Vulpes vulpes*), čemur pritrjujeta Artimo (1960) in Danell (1996). Slednji poroča, da lisice v zimskih mesecih pogosto preiskujejo zamrznjene vodne površine, kjer občasno uplenijo pižmovko, v poletnih pa obiskujejo koče, kjer poskušajo zajeti pižmovkine mladiče. Pritisk lisic na pižmovko naj bi bil manjši v letih, ko je v okoliškem habitatu populacijski višek voluharic (*Clethrionomys* spp. in *Microtus* spp.) – populacija pižmovk se na to odzove tako, da višek populacije z letnim zamikom sledi višku populacije voluharic (glej Danell 1996). Drugi opaznejši plenilec pižmovke v Evropi je tudi mink (*Mustela lutreola*), občasno pa jo plenijo tudi večje ujede (Marcström 1964, cit. po Danell 1996). Genovesi in Scalera (2008, cit. po Skyrienė in Paulauskas 2012) navajata med plenilci tudi lunje (*Circus* spp.), pegasto sovo (*Tyto alba*) in vidro (*Lutra lutra*). Willner in sod. (1980) v svojem pregledu biologije pižmovke na seznam plenilcev dodajajo še hermelina (*Mustela erminea*) in dihurja (*M. putorius*) (slednjega kot ne preveč učinkovitega plenilca navaja tudi Artimo (1960)). Posreden vpliv na populacijo pižmovk imajo tudi divji prašiči (*Sus scrofa*), ki lahko med iskanjem hrane uničijo njihove koče (Skyrienė in Paulauskas 2012).

Med kompetitorji pižmovke je nutrija (glej Willner in sod. 1980) - Bertolino in sod. (2012) navajajo upad populacij pižmovke na območjih v ZDA, kjer so naselili nutrijo. Ko so s slednjo pričeli upravljati, je prišlo do ponovnega porasta števila pižmovk. Podobno nišo kot pižmovka ima tudi veliki voluhar (*Arvicola amphibius*) – pižmovka je sicer boljši plavalec (Aulagnier in sod. 2009). Med njima Zejda (1976, cit. po. Danell 1996) navaja negativno korelacijo

abundance, kar bi lahko nakazovalo na morebitno kompeticijo. O vplivu na populacije velikega voluharja in drugih semi-akvatičnih glodalcev poročajo tudi Butautytė-Skyrienė in sod. (2011), Kryštufek (1985) celo navaja, da voluhar ob stiku s pižmovko »potegne krajši konec«. Kompetitivno razmerje naj bi obstajalo tudi med pižmovko in sivo podgano (*Rattus norvegicus*). Zaradi sinatropne narave sive podgane naj bi pižmovka prevladovala nad njo v naravnih okoljih (Kryštufek 1985).

## 2. 6 Problematika invazivnosti

Pižmovka je tako kot nutrija lahko invazivna vrsta, ki povzroča precejšnje število preglavic in konfliktov. Kot večina kolonizatorskih vrst pižmovka ob poselitvi območja hitro doseže velike gostote, ki pa se s časom zaradi okoljskih dejavnikov zmanjšajo (Danell 1996). Razširjanje - disperzija pižmovk in kolonizacija novih habitatov lahko potekata celo med deset in dvajset kilometrov letno, kar je relativno hitro. V linearnih habitatih je disperzija bolj opazna, saj se omejeno območje odseka reke hitreje številčno zasiči kot večja odprta vodna površina npr. jezera (Artimo 1960). Njeno invazivnost podpira in pospešuje njena izredna prilagodljivost, kratek generacijski čas in sposobnost preživetja v širokem naboru različnih abiotskih dejavnikov. Populacija se tako lahko vzpostavi le iz ene breje samice, v Evropi pa je pižmovka razširjena tudi zato, ker je zasedla predhodno nezasedeno ekološko nišo (Artimo 1960, Kryštufek 1985, Danell 1996, Hönigsfeld in sod. 2009, Skyrienė in Paulauskas 2012). Trenutno se v Evropi na določenih mestih sicer opaža upad populacije (Artimo 1960, Brzeziński in sod. 2010, Skyrienė in Paulauskas 2012), kar je verjetno povezano z doseženo nosilno kapaciteto okolja in ostalimi dejavniki, kot so okoljska stohastičnost, bolezni in plenilci. Tako bi lahko sklepali, da je pižmovka v današnjem času že v post-invazivni fazi in postaja naturalizirana.

### 2. 6. 1 Negativni vidiki

Pižmovka lahko devastira naravna mokrišča, vpliva na lokalno makrofitsko vegetacijo in povzroči veliko fragmentacijo habitata (Danell 1979, Danell 1996, Smirnov in Tretyakov 1998, Connors in sod. 2000, Ruys in sod. 2011, Butautytė-Skyrienė in sod. 2011, Skyrienė in Paulauskas 2012). Devastirana območja so lahko ogromna – Danell (1996) navaja izgube trstičij v Kazahstanu in Sibiriji v tisočih hektarov. Pižmovka zlasti predstavlja problem za rastline, katerih združbe so se razvile brez pritiska večjih sladkovodnih herbivorov in zato nanjo niso tako dobro prilagojene. Mnoge makrofitske združbe dandanes so povsem drugačne od združb v preteklosti tudi zaradi vpliva pižmovke (Smirnov in Tretyakov 1998). Kot primer spremembe razmerij rastlinske biote zaradi vpliva pižmovke lahko omenimo opažanja Smirnov in Tretyakov (1998), ki sta na območju raziskave pred naselitvijo pižmovke zabeležila vsaj sedem rastlinskih vrst z relativno abundanco več kot 5%, po naselitvi pa je število takih vrst upadlo na štiri, medtem ko sta pravi dominantni vrsti postali ostri šaš in rumeni blatnik. Negativen vpliv ima pižmovka tudi na sestoje širokolistnega rogoza, jezerskega bička, in vodne preslice (Artimo 1960, Pelikan in sod. 1970). Opazne so izgube celotnih makrofitskih taksonov zaradi vpliva pižmovke – številke izgub lahko tako dosežejo celo do dvajset vrst (Smirnov in Tretyakov 1998). Vpliv pižmovke na lokalno vegetacijo je lahko precejšen zaradi kombinacije večkratne uporabe iste lokacije za koč, porabe materiala za izgradnjo in vzdrževanje koč in, zlasti v zimskih mesecih, koncentriranega območja prehranjevanja (Danell 1996). Pižmovkino prehranjevanje je problematično tudi zato, ker osebkii običajno pojedjo le rizome in bazalne dele stebel rastlin, s katerimi se prehranjujejo, s tem pa lahko uničijo bistveno večjo površino biomase kot jo dejansko zaužijejo (Danell 1977, Danell 1979, Smirnov in Tretyakov 1998). Najhujši vpliv lahko pričakujemo v invazivni fazi v habitatih, ki so tudi sicer revni z vegetacijo (Danell 1996), vendar Danell (1996) iz pregleda omejenega števila študij zaključuje, da je vsaj

v produktivnih habitatih vpliv pižmovke relativno majhen. Vpliv pižmovke je tako negativen predvsem kadar je populacijska gostota zelo visoka. Artimo (1960) navaja, da izginjanje makrofitskih vrst ni dokončno, ampak da relativno hitro pride do vzpostavitve ravnovesja med vegetacijo in velikostjo populacije pižmovk. V Sloveniji naj bi se pižmovka sicer pojavljala v območjih, kjer je zaradi človekovih posegov makrofitska vegetacija redka, zato zaenkrat ni podatkov, da bi bistveno vplivala na lokalne rastlinske združbe. Vseeno bi lahko imela, zlasti v časih populacijskih viškov, vpliv na lokalno bioto (Kos in Potočnik 2012).

Poleg rastlinskih pižmovke vplivajo tudi na populacije školjk (Genovesi in Scalera 2008, cit. po Skyrienė in Paulauskas 2012, Butautytė-Skyrienė in sod. 2011), rib, dvoživk (Butautytė-Skyrienė in sod. 2011) in talno gnezdečih ptic (Barrat in sod. 2010). Školjke pižmovke izbirajo glede na velikost in vrsto, pa tudi glede na obliko lupine (Owen in sod. 2010). Posredno s plenjenjem školjk vplivajo tudi na populacije pezdirka (*Rhodeus amarus*), vrste, ki je poznana po tem, da odlaga jajca v sladkovodne školjke (Böhmer in sod. 2000, cit. po Skyrienė in Paulauskas 2012).

Pižmovka je lahko problematična tudi s človeškega vidika. Poleg škode na poljščinah (starejši viri navajajo škode na pridelkih krompirja, koruze, pese in v vrtovih) lahko s svojim kopanjem brlogom močno spodkopljejo rečne brežine in druge nasipe, ter s tem povzroči precejšnjo škodo v hidrotehnični, cestni in železniški infrastrukturi (Errington 1938, Smolik 1967, Willner in sod. 1980, Danell 1996, Aulagnier in sod. 2009, Barrat in sod. 2010, Skyrienė in Paulauskas 2012). Errington (1938) poroča o škodi na pridelkih koruze v neposredni bližini naseljenih vodnih teles, ki je lahko precej variabilna v odvisnosti od same dostopnosti poljščine in pižmovkinega habitata. V linearnih habitatih, kot je Ljubljansko barje, pižmovke naj sicer ne bi zahajale daleč stran od svojih vodnih habitatov, če je na voljo dovolj vodne vegetacije (Ahlers in sod. 2010). Poškodbe na vodnih strukturah lahko še poslabša valovanje, ki ga povzroča veter (Skyrienė in Paulauskas 2012). Po nekaterih podatkih naj bi pižmovke lahko poškodovale tudi pasti za ribe (Marcström 1964, cit. po Danell 1996). V nekdanji Sovjetski zvezi so tako pižmovko v preteklosti med načrtnim naseljevanjem v izogib škodam izpuščali zlasti na območja, kjer je bila zmanjšana kmetijska aktivnost (Danell 1996, Skyrienė in Paulauskas 2012).

Škodne stroške s strani pižmovke v Nemčiji letno ocenjujejo na več kot 12 milijonov evrov, ocene stroškov poskusa eradikacije pa k temu dodajajo še vrtoglavih 30 milijonov evrov (Barrat in sod. 2010). V Sloveniji sta bila sicer od leta 2006 do danes lovskim družinam prijavljena le dva škodna primera pižmovke (enkrat na koruzi in enkrat na žitaricah), s skupno ocenjeno škodo 45 evrov in dejanskimi stroški v višini 57 evrov. Nobeden od teh primerov ni bil prijavljen na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje (Lisjak 2019).

Pižmovka tako kot nutrija lahko prenaša tudi številne patogene organizme – Barrat in sod. (2010) tako navajajo metljaje, povzročitelja leptospiroze (*Leptospira* spp.) in celo povzročitelja alveolarne ehinokokoze (lisičjo trakuljo, *Echinococcus multiocularis*) – slednji bi lahko predstavljala celo nov rezervoar (npr. Mathy in sod. 2009). Druge trakulje poleg *E. multiocularis*, ki jih lahko prenaša pižmovka vključujejo tudi vrste *Taenia hydatigena*, *T. taeniaformis*, *T. martis*, *T. polyacantha* in *T. crassiceps* (Böhmer in sod. 2000, cit. po Skyrienė in Paulauskas 2012; Borgsteede in sod. 2003, Mathy in sod. 2009). Izpostaviti je potrebno tudi opažanje Vahlenkamp in sod. (1998), ki navajajo, da je pižmovka v Evropi verjetno postala rezervoar nekaterih hantavirusov, ki so v splošni javnosti poznani po tem da povzročajo hemoragično mrzlico z renalnim sindromom, bolezen, bolj poznano pod izrazom mišja mrzlica.

## 2. 6. 2 Pozitivni vidiki

Poznane pa so tudi pozitivne vloge pižmovke – s svojim delovanjem fragmentacije pižmovka povzročajo odpiranje novih ekoloških niš z mozaikom mikrogradientov in lahko povečajo tako »strukturno kot funkcionalno heterogenost« ekosistema (Danell 1996, Skyrienė in Paulauskas 2012). Okna, nastala na vodni površini zaradi pižmovkine aktivnosti lahko hitro poselijo submerzni markofiti kot npr. rmanci (*Myriophyllum* spp.) in s tem povečajo vegetacijsko pestrost območja (Danell 1977, Danell 1996). Diverzifikacijo habitata dodatno poveča naravno nihanje v populaciji pižmovk (Danell 1996). Tega opažanja sicer niso potrdili Connors in sod. (2000) v plimskem mokrišču v Združenih državah Amerike, kjer so pižmovke sicer zmanjševale biomaso rogozja, vendar opaznega vpliva na število vrst ni bilo zaslediti.

Danell (1979) v svoji študiji navaja, da redčenje makrofitov in ustvarjanje oken odprte vodne površine v sestojih mokriščne vegetacije pozitivno vpliva tudi na lokalne populacije rac plovk, saj s tem poveča heterogenost habitata za nevretenčarje, s katerimi se hranijo njihovi mladiči. Pižmovkine koče in brloge lahko izkorišča večje število vretenčarjev in nevretenčarjev, tako za zatočišča kot gnezda – nabor vključuje želve, vodne ptice in druge glodavce (Kiviat 1978, Feldhamer in sod. 2003, cit. po Skyrienė in Paulauskas 2012). Pižmovke tudi pospešujejo kroženje snovi in dekompozicijo v močvirskih ekosistemih (glej poglavje 2. 5 Ekološka vloga).

Zanimivo opažanje je tudi, da so pižmovke v Ameriki pričele posegati po invazivnih populacijah školjke potujoče trikotničarke (*Dreissena polymorpha*), pritrjene na lupine domorodnih predstavnikov družine Unionidae – preferenca do trikotničark je celo takšna, da pižmovke po končanem prehranjevanju s pritrjeno trikotničarko odložijo še žive unionidne školjke, brez da bi jih konzumirale (Sietman in sod. 2003). To pomeni, da lahko pižmovke ob prisotnosti potujoče trikotničarke postanejo za domorodne vrste školjk celo pozitiven aspekt lokalne favne, saj omilijo plenjenje domorodnih in namesto njih uživajo tujerodne školjke. V porečju Ljubljanice potujoče trikotničarke sicer še niso našli, Govedič (2017) pa ocenjuje, da je njena naselitev tam v prihodnosti verjetna. Na območju Ljubljanskega barja tako najdemo predvsem školjke rodu škržkov (*Unio* sp.) (Govedič 2017). (Kos in Potočnik (2012) poročata tudi o opažanju, da poleg potujoče trikotničarke pižmovka konzumira tudi gomolje topinamburja, še ene invazivne vrste v slovenskem prostoru.

Pižmovke, tako kot nutrije, lahko tvorijo pomembno socioekonomsko komponento lovne divjadi. Lovna doba pižmovke je tako kot pri nutriji vse leto (Ur. l. RS 2014, LZS 2019). Mestoma je še vedno zelo cenjen tudi pižmovkin kožuh (Willner in sod. 1980, Ahlers in sod. 2010) – ravno ta je tudi razlog njene naselitve v Evropi (Willner in sod. 1980).

## 2. 7 Povzetek

- Pižmovka je srednje velik akvatični sesalec, ki je bila v preteklosti zaradi dragocenega krzna naseljena po velikem delu sveta. V Sloveniji se pojavlja zlasti v Donavskemu povodju, vendar manjka celovit pregled nad njenim pojavljanjem v državi.
- Kot nutrija je vezana na vodne habitate, ki jih redko zapusti. V takšnih habitatih si gradi dva tipa zatočišč – koče in brloge, ki služijo zlasti kot nadomestki koč. Pižmovka preferira dobro zaraščena vodna telesa, ki ji omogočajo izbor ustreznih prehranskih artiklov, pojavlja pa se tudi v linearnih habitatih z večstometskimi domačimi okoliši.

- Glavno socialno enoto pižmovke predstavlja načeloma monogamen par samca in samice, ki lahko ima mladiče večkrat letno. Mladiči se načeloma odselijo, pižmovke pa so tudi precej teritorialne. Edina izjema so zimski meseci – takrat se lahko več posameznikov pojavlja v istem zatočišču, kar pripomore pri uspešnejši termoregulaciji. Živijo do treh let.
- Vloga pižmovke v ekosistemih je dvoplastna – čeprav lahko prenaša številne parazite, zdesetka lokalno vegetacijo, s tem posredno vpliva na številne vrste ter aktivno pleni in kompetitira s številnimi domorodnimi vrstami, njene dejavnosti ob zmerni populacijski gostoti lahko opišemo kot pozitivne, saj omogoča mikrofragmentacijo in dejansko poveča pestrost. Pomembno vpliva tudi na kroženje snovi in energije v okolju. Pižmovka se na območju Evrope verjetno počasi naturalizira.
- Pri upravljanju s pižmovko moramo imeti v mislih tako naravovarstveni balans med pretežno negativnim vplivom pri večjih gostotah in potencialno pozitivnim pri malih, kot negativni ekonomski aspekt, zlasti glede škode na pridelkih in spodkovanja hidrotehničnih struktur. Upoštevati pa moramo tudi, da je pižmovka lahko pomemben socioekonomski faktor.



## II. Upravljanje s populacijama nutrije in pižmovke

### 1 Uvod

Nutrija (*Myocastor coypus*) in pižmovka (*Ondatra zibethicus*) sta bili v Evropi prepoznani kot invazivni tujerodni vrsti, ki predstavljata grožnjo biodiverziteti, povzročata škodo in nevarnost za živali in ljudi (Uredba (EU) št.1143/2014). Obe vrsti sta urščeni na seznam invazivnih tujerodnih vrst, ki zadevajo Unijo in predstavljajo veliko tveganje (Izvedbena uredba Komisije (EU) 2016/1141). Na podlagi evropske zakonodaje na področju upravljanja z invazivnimi vrstami (Uredba (EU) št.1143/2014) so članice tako dolžne izvesti primerne ukrepe, če se na njihovem ozemlju pojavlja pižmovka ali nutrija. Na podlagi strategije EU za biotsko raznovrstnost (Evropska unija 2019) morajo biti do leta 2020 invazivne tujerodne vrste prepoznane, kot prednostne vrste (tudi nutrija in pižmovka) nadzorovane ali izkoreninjene izvajati pa se morajo ukrepi za preprečitev vnosa novih tujerodnih vrst. K ustreznemu upravljanju z invazivnimi tujerodnimi vrstami zavezuje tudi konvencija o biodiverziteti (Ur. RS-MP, št. 7/96). Tujerodne vrste obravnava tudi zakon o ohranjanju narave, kjer je zapisano: „Naseljevanje rastlin ali živali tujerodnih vrst je prepovedano“, vendar v nadaljevanju dovoli posamezne izjeme (ZON – UPB2, Ur. list št. 96/2004).

Načrtovanje nadzora številčnosti populacij tujerodnih vrst potrebuje premišljen pristop, ki naj bi vseboval korake: definicijo problema, oceno izvedljivosti, definicijo ciljev, implementacijo načrtov, monitoring in oceno programa (Braysher 1993, Bertolino in sod. 2005). Ključna koraka sta monitoring in ocena, ki omočata oceno ali je program uspešen in omogoča pregled in popravke prejšnjih faz (Bertolino in Viterbi 2010).

Pri odločanju o načinu upravljanja z vrstami je potrebno upoštevati več kriterijev, kot so potreba po nadzoru številčnosti vrste in njene prednosti. Potrebno je raziskati povezavo med škodami in številčnostjo (Bos in sod. 2019, cit. po Bos in sod. 2016), etične pomisleke (Warren 2007) in odsotnost drugih metod za preprečitev škod (Bos in sod. 2019). Priporočeno je narediti analizo stroškov in koristi (Panzacchi in sod. 2007, Reyns in sod.. 2018).

Za doseganje zelenih ciljev morajo biti vsi koraki uspešni. Na uspešnost korakov vpliva več dejavnikov, ki so do neke mere predvidljivi. Pri načrtovanju si lahko pomagamo s shemami kot so SWOT – prednosti, slabosti, priložnosti, nevarnosti (ang. Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats) (Mukwada in Manatsa 2017).

#### 1.1 Aktivnosti pred začetkom izvajanja programa nadzora številčnosti

Pred začetkom izvajanja nadzora številčnosti je potrebno izvesti raziskave o razširjenosti vrste (Kim in sod. 2019), potencialu za širjenje območja prisotnosti v prihodnosti (Panzacchi in sod. 2007, Wittenberg in Cock 2001), zbrati informacije o ekoloških in ekonomskih vplivih (Wittenberg in Cock 2001), narediti populacijske modele in izvesti simulacije spreminjanja populacijskih parametrov ob našem potencialnem ukrepanju (Goesling 1987) ter pričeti z akcijami ozaveščanja javnosti (Genovesi 2001).

Pri načrtovanju obsežnejših programov nadzora številčnosti ali iztrebljenja je potrebno v naprej natančno opredeliti območje izvajanja programa in cilje aktivnosti (Genovesi 2001, Wittenberg in Cock 2001). Na podlagi načrta izvajanja ukrepov naredimo analizo stroškov in koristi, oceno vplivov na netarčne vrste, verjetnosti doseganja ciljev in drugih možnih neželenih učinkov (Wittenberg in Cock 2001).

Modeliranje in simuliranje spreminjanja številčnosti glede na strategijo odlova je priporočljivo (Smith in sod. 2005, Cocchi in Riga 2001, Goesling 1987, Bos in Ydenberg 2001). Pred uspešnim iztrebljenjem nutrije v Angliji so pridobili informacije o ekologiji nutrije s pomočjo raziskav o reproduktivni biologiji, starostni strukturi in drugih parametrih, pomembnih za poznavanje populacijske dinamike nutrije, kar je bil eden od razlogov uspešnosti programa iztrebljenja (Baker 2006). Glede na napovedi na osnovi simulacij potrebnega navora za iztrebitev nutrije pri različnih klimatskih pogojih so načrtovali zaposlitev in obremenitev delavcev (Goesling 1987).

## 1.2 Odnos javnosti

Podpora javnosti in politike je ključna za uspeh programov upravljanja s tujerodnimi invazivnimi vrstami (Bomford in O'Brien 1995, Wittenberg in Cock 2001, Genovesi in Bertolino 2001, Baker 2010). Pomemben vidik je odnos javnosti do načina upravljanja, ki se sčasoma spreminja. Izraz skrbi za dobrobit živali je dobrodošel (npr. Prepoved uporabe netarčnih pasti), vendar lahko nekatera skrajna mnenja ovirajo izvajanje iztrebljanja ali programa nadzora številčnosti (Baker 2010).

Tako so aktivisti za pravice živali v Italiji na sodišču dosegli preprečitev izvajanja programa, s katerim bi iztrebili tujerodne sive veverice (*Sciurus carolinensis*) (Genovesi in Bertolino 2001). Na manjšem jezeru na Siciliji so želeli iztrebiti lokalno populacijo nutrij, vendar projekta zaradi nasprotovanja lokalne veje WWF nikoli niso začeli (Genovesi 2005). Podobno je bil zavrnjen predlog, da bi iztrebili rjavoprsega ježa (*Erinaceus europeus*) na otoku Uist na Škotskem, zaradi nasprotovanja uporabljanim tehnikam odlova (Genovesi 2005).

Lahko se zgodi, da ljudje, ki nasprotujejo lovu živali, poškodujejo ali odstranijo opremo. Takšni dogodki so sicer redki in pogostejši v urbanem, kot ruralnem okolju. Verjetnost takšnih nevšečnosti je manjša, če je javnost osveščena (Bos 2017).

Zelo pomembno je izobraževanje javnosti in njeno vključevanje v načrtovanje upravljanja (Genovesi 2001, Wittenberg in Cock 2001). Ta sicer najverjetneje ne bodo vplivala na nekatere nasprotujoče posameznike, ki so si že ustvarili močna ekstremna mnenja (Genovesi in Bertolino 2001). Zato je pomembna tudi primerna zakonodaja o ravnanju s tujerodnimi invazivnimi vrstami (Genovesi in Bertolino 2001) in odločanje na podlagi stroke.

Javnosti je potrebno predstaviti negativne vplive tujerodnih invazivnih vrst, cilje projekta in trud za ohranjanje oziroma obnavljanje naravnih ekosistemov (Genovesi 2001). Predstavite je pomembno karizmatične vrste na katere imajo obravnavane tujerodne vrste negativen vpliv (Wittenberg in Cock 2001). Če se pričakuje nasprotovanje določenih skupin, je pomembno da se odločitve sprejmejo po posvetovanju z njimi (Genovesi 2001). Še poseben izziv je iztrebljanje sesalčjih vrst, ki jim je javnost pogosteje naklonjena (Wittenberg in Cock 2001), kot je v primeru nutrije in pižmovke.

### 1.3 Financiranje

Zagotoviti je potrebno dovoljšnje, dolgoročno in stabilno financiranje upravljanja z invazivnimi vrstami (Wittenberg in Cock 2001). Če je financiranje prekinjeno, se številčnost vrst in posledični negativni vplivi lahko ponovno povečajo (Wittenberg in Cock 2001).

Pogosto je neučinkovitost programov za nadzorovanje številčnosti povezana s premajhnim in nerednim financiranjem, podrejanju načrtovanja programa financiranju in ne strokovnemu mnenju ter pripravljenosti politike za ukrepanje šele, ko je škoda (in številčnost osebkov) že zelo velika (Panzacchi in sod. 2007).

Ključno je, da se ohranja primerna količina vloženega truda v nadzor številčnosti tudi po začetnem uspehu zmanjšanja številčnosti. Pomembno je, da se tega zavedajo pristojni, ki v takih primerih pogosto preusmerijo sredstva v druge projekte (Bertolino in Viterbi 2010).

Potrebno je razmišljati o inovativnih možnostih zmanjšanja finančne zahtevnosti takšnih projektov. Zmanjšanje stroškov bi bilo mogoče s pomočjo prostovoljcev (ang. citizen science). Znani, a redki, so primeri, ko so s sodelovanjem prostovoljcev izvedli večji del odlova (npr. minkov in sivih veveric) (Robertson in sod. 2017). Panzacchi in sod. (2007) predlagajo razmislek o možnosti, da se invazivne vrste uporabi kot vir dobička, kot na primer uporaba krzna, kar bi zmanjšalo stroške upravljanja. Tudi nove tehnologije lahko omogočijo prihranek časa in sredstev, npr. z uporabo fotopasti (Robertson in sod. 2017) ali pa fotogrametrije za zaznavanje škod na brežinah (Structure-from-Motion -SfM) (Sofia in sod. 2017, poglavje monitoring).

### 1.4 Spremljajoče aktivnosti izvajanja programa nadzora številčnosti

Sočasno z izvajanjem ukrepov za zmanjševanje/nadzor številčnosti je ključnega pomena monitoring (poglavje monitoring). Na podlagi rezultatov sprotne spremljanja dinamike številčnosti lahko ocenimo učinkovitost izvajanja ukrepov in ukrepe po potrebi prilagodimo (Kim in sod. 2019, Panzacchi in sod. 2007, Baker 2006, Genovesi 2001).

Največkrat se spremlja parametre kot je (1) številčnost populacije (Kim in sod. 2019, Panzacchi in sod. 2007, Wittenberg in Cock 2001), (2) stanje ekosistemov na območju izvajanja programa (Wittenberg in Cock 2001) in (3) razširjenost populacije (Kim in sod. 2019). Cilj upravljanja naj bi bil ohranitev ali povrnitev prvotnega stanja ekosistemov, temu primerno pa je treba izbrati in spremljati ukrepe, ki odražajo ta cilj (Wittenberg in Cock 2001).

Spremljanje sprememb območja razširjenosti tarčne vrste na območju izvajanja ukrepov za njeno zmanjševanje številčnosti omogoča prerazporejanje intenzivnosti odlavljanja oziroma drugih omilitvenih ukrepov. Omogoča tarčno usmerjanje sredstev in ukrepov na območja, kjer je potreben večji odlov (Kim in sod. 2019), pri tem so še posebej pomembna robna območja od koder se ali kamor se populacija širi (Kim in sod. 2019).

### 1.5 Zmanjševanje škod – zaščita

Za zmanjševanje škod zaradi nutrije in pižmovke se lahko uporabljajo fizični ukrepi, kot so postavljanje ograj in zaščita brežin s kovinskimi mrežami (ang. »mesh wire«), betonskimi

oblogami (ang. »concrete revetment«) ali gabioni – košarami s kamenjem (ang. »stone gabions«) (Panzacchi in sod. 2007, Cocchi in Riga 2001, Bos 2017).

Posamezne povšine, kjer se škoda zaradi nutrije ali pižmovke pogosteje pojavlja lahko zagradimo tudi z električnimi ograjami (Kadlac in sod. 2007, Panzacchi in sod. 2007) za katere priporočajo višino 15 centimetrov (Cocchi in Riga 2001, cit. po Veronese 1997).

Preprečevanje škode, ki jo povzroča pižmovka je mogoča tudi z utrditvijo protipoplavnih nasipov in brežin. To je učinkovit, vendar razmeroma drag ukrep (Bos 2017). Stroški zaščite že obstoječih poplavnih nasipov pred pižmovkami so ocenjene na 25-100 €na meter (Bos 2017, cit. po Bronsveld, van Poelwijk and Prudon 2010). Cena je lahko v nekaterih projektih še višja, za ojačitev z betonskimi oblogami, žičnato mrežo oz. gabioni so bile cene na Nizozemskem 225 € 45 €oz. 75 €na meter (Bos 2017, cit. po Unie van Waterschappen 2014). Pri izvajanju ukrepov na brežinah (npr. betoniranju), je treba oceniti morebiten negativen vpliv na okolje in skladnost s cilji za ohranjanje narave (Bos 2017). Za preprečevanje uničevanja brežin zaradi nutrij se lahko uporablja votle žice, premera 2-3mm, ki so oblikovane v romboidno mrežo dimenzij 6x8 ali 8x10cm (Cocchi in Riga 2001).

Ponekod uporabljajo tudi odvrtačne naprave, ki naj bi živali prestrašile. Delovanje takšnih naprav pa je prviloma učinkovito le kratkoročno, saj še živali sčasoma na dražljaj privadijo - habituirajo (Burnam in Mengak 2007).

## 1.6 Metode zmanjševanja številčnosti

Nutrija in pižmovka sta v Sloveniji uvrščeni med divjad in se jo lahko lovi celo leto (Uredba o določitvi divjadi in lovnih dob, Ur.l. RS, št. 101/04). Odlov se lahko izvaja s pomočjo odstrela, živolovnih pasti (lovk) in mrtvolovnih pasti tipa dvigalk. Dvigalka je past, pri kateri divjad nastavljen vabo dvigne oziroma potegne, pri čemer past divjad takoj usmrti. Uporaba strupov ni dovoljena (Uredba o določitvi divjadi in lovnih dob, Ur.l. RS, št. 101/04).

Prednost živolovnih pasti je, da se ujete netarčne vrste lahko izpusti. Ujete pižmovke ali nutrije se v Italiji navadno ustrelijo ali uspava s kloroformom (Panzacchi 2007). Slednja metoda najverjetneje ni skladna s slovensko zakonodajo (Pravilnik o načinih usmrtitve živali iz veterinarskih razlogov, ...? ). Dovoljene metode usmrtitve so zapisane v Direktivi Sveta 93/119/ES z dne 22. decembra 1993 o zaščiti živali pri zakolu ali usmrtitvi (UL L 3, 5.1.2005).

Mogoč bi bil tudi nadzor številčnosti s pomočjo uporabe imunokontracepcije, vendar je je učinkovitost metode običajno vezana le na manjša območja (Bos 2017, cit. po VMM 2010), poleg tega pa je zaenkrat podpora javnosti in stroke temu načinu precej omejena (Bos 2017). Razvijajo se tudi genetski pristopi iztrebljanja ali zmanjševanja negativnih vplivov invazivnih vrst, ki navadno povzročijo neplodnost samcev ali samic v naslednji generaciji. Pri tem pristopu je še veliko neznank, tudi v povezavi z varnostjo uporabe teh metod (Bos 2017, cit. po Campbell in sod. 2015).

## 1.7 Etični pomisleki in negativni učinki

Etični zadržki se pojavljajo zlasti pri metodah, kjer je velika netarčnost usmrčenih osebkov in kjer metoda povzroči trpljenje živali. Nekatere mrtvolovne pasti lahko živali ne ubijejo hipoma, pač pa jo le poškodujejo ali pohabijo (Cocchi in Riga 2001). Posledično so dovoljeni tipi mrtvolovnih pasti natančno predpisani (Uredba o določitvi divjadi in lovnih dob, Ur.l. RS, št. 101/04). V tem pogledu naša zakonodaja ne pozna oziroma ne obravnava podrobneje sodobnih, učinkovitih mrtvolovnih pasti.

V mrtvolovne pasti se lahko ujamejo tudi osebkovi drugih vrst, ki jih sicer želimo varovati. Bos (2017) poroča o strukturi netarčno ulovljenih osebkov, pri čemer so bili v večini sesalci (72%, predvsem siva podgana (*Rattus norvegicus*) in veliki voluhar (*Arvicola amphibius*), v manjši meri pa tudi ribe (14%) in ptice (11%). Nekateri tipi pasti lahko predstavljajo nevarnost za vidre (*Lutra lutra*) (FACE 2014). Netarčna smrtnost je lahko zmanjšana s pravilno postavitvijo pasti, pravilno izbranim tipom pasti (FACE, 2014, Gosling in Baker 1989) in uporabo živolovnih pasti.

Drugi negativni učinki programov kontrole so predvsem motnje in vznemiranje v naravnem okolju (Bos 2017) ter ustvarjanje pregrad na migracijskih koridorjih zaradi postavitve pasti (Bos in sod. 2019).

## 2 - Pregled metod spremljanja populacij nutrije in pižmovke

Na podlagi rezultatov sprotne spremljanja dinamike številčnosti lahko ocenimo učinkovitost izvajanja ukrepov in ukrepe po potrebi prilagodimo (Kim in sod. 2019, Panzacchi in sod. 2007, Baker 2006, Genovesi 2001).

Pridobivanje podatkov o številčnosti sesalcev in njihovih populacijskih trendih je pogosto zahtevno, zahteva velike časovne in finančne vložke, saj je potrebno zbiranje velikih količin podatkov (Pollock 2006). Pogosto ugotovitev absolutnih gostot ni potrebna, saj nas zanimajo predvsem indeksi, ki spremljajo spremembe v gostoti, npr. zmanjšanje gostot pri kontroli populacije (Pollock 2006).

Za ocenjevanje številčnosti sesalcev kot sta nutrija in pižmovka raziskovalci uporabljajo več metod. Med njimi za manjša območja pogosto uporabljajo metode lova, označevanja in ponovnega ulova (ang. CMR) (Guichón in Cassini 2005, Balestrieri in sod. 2016). Nekateri raziskovalci ocenjujejo prisotnost in relativno številčnost na podlagi pogostosti sledov (Kim in sod. 2019, Balestrieri in sod. 2016). Ponekod pa določajo številčnost na osnovi neposredno zaznanih osebkov s pomočjo transektnih metod (Marini in sod. 2011) ali točkovnega štetja (Engemana in Whissonb 2003).

Populacijsko dinamiko lahko ugotavljamo tudi posredno preko razmerja med vloženim lovnim naporom in relativno spremembo števila ujetih osebkov med leti (podano kot  $(\text{ulov}_{\text{leto}+1} - \text{ulov}_{\text{leto}}) / \text{ulov}_{\text{leto}}$ ). Število ujetih osebkov je tako podano kot število osebkov na kilometer na leto ( $n \text{ km}^{-1} \text{ leto}^{-1}$ ) (van Loon in sod. 2017). Ponekod za oceno učinkovitosti uporabijo kar sporočeno številčnost odvzetih osebkov (Panzacchi in sod. 2007, Gosling in sod. 1988), ki pa brez ustreznega ovrednotenja lovnega napora ni primerno (Wittenberg in Cock 2001).

Sofia in sodelavci (2017) so proučevali možnost uporabe Structure-from-Motion (SfM) fotogrametrije, ki bi omogočala zaznavo in oceno erozije kot posledice kopanja brlogov nutrije. Oceno bi lahko izvedli tudi iz slik, zajetih iz telefonov, kar ponuja možnost za sodelovanje

javnosti pri monitoringu. Tako bi lahko preprosto ocenili stroške škode z minimalnimi stroški aplikacije, minimalne potrebe po znanju sodelujočih in majhno porabo časa.

Razvijajo tudi metode za zaznavo prisotnosti osebkov pižmovk (in drugih vrst) na podlagi okoljske DNA. To je metoda, ki bo omogočala razmeroma hitro ugotavljanje prisotnosti/razširjenosti tarčnih vrst v okolju (Bos 2017).

## 2.1 Zaznavanje znakov prisotnosti

Metoda omogoča zaznavanje prisotnosti nutrije in pižmovke ter spremljanje njune relativne številčnosti, če izvajamo pregled po principu transektne metode (Bos 2017, Kim in sod. 2019, Balestrieri in sod. 2016). Glede na rezultate Balestrieri in sod. (2016) je mogoča tudi ocena absolutne številčnosti, če metodo prej umerimo s pomočjo CMR metode.

Osnovna metoda za zaznavanje prisotnosti pižmovke in nutrije je pregled območja in beleženje znakov prisotnosti. Išče se stopinje, iztrebke, sledove hranjenja, sledove kopanja brlogov, prisotnost koč (velja za pižmovke) in stečin (Bos 2017, Balestrieri in sod. 2016).

Na Nizozemskem so populacijske gostote pižmovke zaradi ukrepov zelo nizke. Bos (2017) na podlagi njihovih aktivnosti priporoča naj se območje spremljanja omeji na primeren habitat v območju 5km okoli znanih podatkov o prisotnosti. Ocenjen potreben trud je 0,8 ure na km pregledane vodne poti. Na širšem območju se priporoča pregledovanje z ocenjenim trudom 0,6 ure/km vodne poti (Bos 2017, cit. po Provinces of Noord Holland and Friesland (NL), osebna komunikacija).

Balestrieri in sod. (2016) so želeli primerjati uspešnost ocenjevanja številčnosti nutrij na podlagi indirektnih metod v primerjavi z metodo CMR. Glede na koeficient korelacije, lahko tako na obravnavanem območju ugotovimo absolutno številčnost tudi s pomočjo indirektnih metod. Število poti/100m je najboljše korelirala (najmanjši  $r^2$ ) z oceno številčnosti na podlagi Petersen-Lincoln – ove metode. Za oceno številčnosti na celotnem območju moramo pozanti tudi dolžino vodnih poti na območju. Metoda je bila preizkušena v poljedeljski krajini in bi jo bilo pri prenašanju v druga okolja potrebno preveriti in umeriti. Avtorji menijo, da je metoda dovolj robustna in primerna za ocenjevanje številčnosti. Najprimernejši del leta, za oceno številčnosti po tej metodi je jesensko-zimski čas, ko so namakalni/melioracijski jarki izsušeni (manj vodnih poti), vegetacija je nižja, zato je območje lažje dostopno.

Pepper in sodelavci (2017) so preverjali možnost uporabe posebnih platform za hranjenje za učinkovitejše zaznavanje prisotnosti nutrij. Prav tako jih je zanimalo, kateri izmed načinov zaznave je najučinkovitejši: zaznavanje s pomočjo zank za zajem dlake, preverjanje prisotnosti iztrebkov ali posnetki iz avtomatskih kamer. Ugotovili so, da so platformne na kopnem 1,5-3 krat bolj obiskane kot na vodi. Zaznavanje iztrebkov je bila najmanj učinkovita metoda. Zaznavanje s pomočjo zank za dlake je bilo primerljivo učinkovito kot zaznavanje s fotopastmi. Ocene verjetnosti zaznave so 0,73 za zanke za dlako, 0,71 za kamere in 0,4 za iztrebke. V nasprotju s pričakovanji, kamere ne zaznajo vseh obiskov platform. To je lahko zaradi različnih okoljskih dejavnikov, okvar naprave, nepravilnih nastavitvev in izpraznitev baterij. Problem lahko nastane, če je temperaturna razlika živali in okolice premajhna, da bi to sprožilo temperaturno občutljive fotopasti (Pepper in sod. 2017, cit. po Newey in sod. 2015), kar je lahko problematično pri semi-akvatičnih vrstah. Podobne platforme so za zaznavo prisotnosti nutrij uporabili tudi v Angliji. Njihova prednost je, da jih je potrebno pregledovati bolj poredko kot živolovne pasti (Gosling and Baker, 1989).

Hönigsfeld in sod. (2009) so na Ljubljanskem barju popisovali prisotnost vidre, nutrije in pižmovke. Navajajo težave pri potrjevanju prisotnosti pižmovke. Težko jih je zaznati neposredno, saj so pižmovke aktivne v delu dneva, ko večinoma niso bili na terenu (zora, mrak). Problematično je tudi zaznavanje znakov prisotnosti, saj so iztrebki pižmovk mnogo manj razpoznavni kot iztrebki nutrij, stopinje so mnogokrat v neidealnih razmerah neprepoznavne in niso 100 % določljive, vhodi v rove so pod vodno gladino; koč na Ljubljanskem barju niso opazili. Navadno pižmovke raje gradijo brloge kot koč (Engemana in Whissonb 2003). Poleg tega ni mnogo plitvih voda, ki bi bile primerne za koč, predvidevali pa so tudi, da populacijske gostote niso bile velike in zato ni bilo potrebe po njihovi izgradnji (Hönigsfeld in sod. 2009).

### **2.1.1 Prednosti**

Metode spremljanja populacijske dinamike na podlagi posrednih znakov prisotnosti so na terenu pogosto uporabljene, ker omogočajo spremljanje/monitoring na velikem območju ob razmeroma nizkih stroških, so ponovljivi in omogočajo primerjave med leti (Balestrieri in sod. 2016). Zaradi preprostosti metode lahko vključimo prostovoljce, saj je verjetnost napak manjša in se metode lahko hitro naučijo. Vključitev prostovoljcev zmanjša stroške monitoringa (Balestrieri in sod. 2016). Je veliko cenejša kot izvedba CMR metode in ne povzroča tolikšnega vznemirjanja tarčnih in drugih vrst (Balestrieri in sod. 2016).

### **2.1.2 Slabosti**

Posredne metode so lahko negotove, saj sledov pogosto ne moremo pripisati le eni vrsti, pra tako ni mogoča prepoznavna individualnih osebkov (Balestrieri in sod. 2016, cit. po Kruuk in Conroy 1987). Na območju, kjer se poleg nutrije pojavljata tudi vidra ali bober, bi bilo treba dodatno pozornost posvetiti možnosti zamenjave njihovih znakov prisotnosti (Balestrieri in sod. 2016). Hönigsfeld in sodelavci (2009) sicer tega problema pri popisu znakov prisotnosti vidre, nutrije in pižmovke niso zabeležili.

Na učinkovitost ocenjevanja relativne številčnosti na podlagi iztrebkov vpliva prostorsko razporejanje iztrebkov in različna hitrost razgradnje med letom in različnimi habitatnimi tipi (Balestrieri in sod. 2016 cit. po Sadlier in sod. 2004). Ocenjevanje absolutnega števila na podlagi štetja brlogov je manj natančno, saj zahteva predpostavko o številu osebkov, ki živijo v brlogih. Ker so brlogi strukture, ki so obstojne dlje časa, niso primerni za oceno kratkoročnih sprememb številčnosti (Balestrieri in sod. 2016, cit. po Corriale in sod. 2008). Podobno velja za koč pižmovk (Engemana in Whissonb 2003). Ocenjevanje številčnosti na podlagi koč pri pižmovkah je nezanesljivo tudi, ker pižmovke navadno raje gradijo brloge (Engemana in Whissonb 2003). Tako koč ponekod sploh ne gradijo, kot so na Ljubljanskem barju opazili Hönigsfeld in sodelavci (2009). Potrebno je tudi razlikovati med aktivnimi in neaktivnimi kočami (Engemana in Whissonb 2003). Najmanj negotovosti ocene številčnosti nutrij ima ocena številčnosti na podlagi števila stečin (Balestrieri in sod. 2016).

Hönigsfeld in sod. (2009) so pri iskanju znakov prisotnosti pižmovke navedli probleme pri prepoznavi iztrebkov, štetju brlogov, saj imajo vhod pogosto pod vodno gladino in odsotnost koč. Pri zaznavanju prisotnosti nutrije teh težav ni bilo.

## 2.2 Neposredno opažanje osebkov: Transekt in točkovni popis

Metode transekta (Marini in sod. 2011, Gosling 1979, Battisti in sod. 2015) in redkeje točkovnega štetja (Engemana in Whissonb 2003) se uporabljajo večinoma za ocenjevanje relativne številčnosti, ki so primerne za spremljanje sprememb številčnosti, npr. za vrednotenje učinkov ukrepov za nadzor številčnosti. Metodi sta relativno preprosti in poceni. V primerjavi z zaznavanjem sledi prisotnosti živali je neposredno opazovanje osebkov zahtevnejše.

Za opazovanje aktivnih osebkov nutrije naj bi bil najprimernejši obdobje okoli sončnega zahoda (Marini in sod. 2011, cit. po Bertolino, osebna komunikacija, Gosling 1979). Podoben čas bi bil primeren tudi za opazovanje pižmovk, saj je višek njihove aktivnosti ob mraku in zori (MacArthur, 1980; Brooks, 1985). Engemana in Whissonb (2003) sta se sicer odločila za izvajanje opazovanj pižmovk štiri ure pred sončnim zahodom, saj so pižmovke takrat že aktivne in tudi lahko opazne.

Glede na rezultate študije ocene številčnosti pižmovk Engemana in Whissonb (2003) priporočata, da pri načrtovanju raziskave damo večji poudarek na večjem številu ponovitev štetja, kot na večjem številu lokacij. Na podlagi njihove metode računanja vizualnega indeksa števila pižmovk (VMI – visual muskrat index) lahko tudi tekom študije ugotovimo, kateri parameter najbolj prispeva k nihanju rezultatov.

## 2.3 Metoda lova, označevanja in ponovnega ulova

Absolutne ocene številčnosti so večinoma ugotovljene s pomočjo metode lov, označevanje in ponovni ulov (ang. CMR) na manjših območjih. Metodo izvajajo tako za ocenjevanje številčnosti nutrije (Balestrieri in sod. 2016) kot pižmovke (Bos in sod. 2019).

Pri izvedbi metode se živali ulovi v živolovne pasti (podobno kot pri izvajanju nadzora številčnosti) in se jih označi. Pri tem se uporabljajo različni načini označevanja nutrij kot so; označevanje z barvo na repu (Balestrieri in sod. 2016, cit. po Kik, 1980), pristriženje dlake na kožuhi (Balestrieri in sod. 2016, cit. po Reggiani in sod. 1995), označevanje z ušesnimi oznakami (Guichón in Cassini 2005), beljenje kožuha na hrbtu (Balestrieri in sod. 2016) ali nanašanje barve za lase na predel hrpta ali glave (Guichón in Cassini 2005). Izvede se več ponovitev lovnih serij (npr. 6-8) (Bos in sod. 2019).

Pri oceni številčnosti na podlagi CMR, je pomembna predpostavka, da so vse živali enako ulovljive (v času in med osebki). Če je ta predpostavka kršena, je potrebno prilagoditi metode izračuna (Balestrieri in sod. 2016). V različnih delih Italije so poročali o različni ulovljivosti osebkov (Balestrieri in sod. 2016, cit. po Reggiani in sod. 1995), v Angliji teh razlik niso zaznali (Goesling in Baker 1989).

## 2.4 Predlog spremljanja populacije nutrije in pižmovke v Krajinskem parku Ljubljansko barje s finančnim vrednotenjem

Priporočamo izvedbo začetne študije o razširjenosti obeh vrst in njuni relativni pogostosti. Ker dostopni podatki kažejo na zelo nizke gostote populacij pižmovke je najverjetneje smiselna izpeljava le študije o njeni razširjenosti. Predlagamo, da se beleženje opažanj in znakov



prisotnosti pižmovk izvaja le v okviru metod zaznavanja/spremljanja nutrije kot komplementarno spremljanje brez večjih dodatnih stroškov. Za izvajanje monitoringa – spremljanja populacije nutrije (pižmovke) predlagamo dve metodi aktivnega spremljanja – (1) transektno metodo in (2) foto-monitoring – spremljanje s pomočjo fotopasti. Poleg tega je v skupno vrednotenje stanja populacije treba vključevati tudi podatke o odvzemu obeh vrst iz lovsko-informacijskega sistema Lisjak oziroma OSLIS, Lovske zveze Slovenije oziroma Gozdarskega inštituta Slovenije. Prvi popis oziroma oceno stanja populacije je smiselno izpeljati na celotnem območju primerne prostora za nutrijo (in pižmovko). V ta namen predlagamo **izdelavo ustreznega habitatnega modela**. Pristop k pripravi modela lahko vključuje probablističen ali ekspertni pristop glede na že obstoječe podatke o pojavljanju/lokacijah obravnavanih vrst ter poznavanju prostorskih zahtev vrst iz literaturnih podatkov.

Tabela 1: Stroški izdelave habitatnega modela primernosti prostora za nutrijo in pižmovko v KPLB

Habitatni model	Opis	Strošek
Zunanja ekspertiza	Izdelava modela primerne prostora za nutrijo na območju KPLB (20 dni)	7.222,00 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>	<b>7.222,00 €</b>
	Naslednja leta	<b>0,00 €</b>

**Transektna metoda.** Priporočamo metode zaznavanja znakov prisotnosti (iztrebki, stopinje, sledi prehranjevanja, stečine, brlogi). Potrebno je znanje prepoznavanja znakov prisotnosti, ki jih je še posebno pri pižmovki težje zaznati in prepoznati. Za ugotavljanje območja razširjenosti priporočamo sistematično beleženje vseh opaženih znakov prisotnosti. Za ugotavljanje relativne številčnosti (predvsem za nutrijo) priporočamo transektno metodo popisa znakov prisotnosti. Predlagamo naključni izbor 30 - 40 transektov vzdolž linearnih vodnih teles (vodotokov, kanalov) v dolžini približno 1500 m. Tako se skupno pregleda do 60 km transektne površine. V transektnih popisih je smiselno beležiti vsa neposredna opažanja kot tudi vse znake prisotnosti nutrij (pižmovk) (npr. število stečin, lokacij z odtisi stopinj, brloge, koče (pižmovka)). Transekte se izvaja ob vodotokih in kanalih, kjer je primeren prostor za nutrijo. Za namene spremljanja dinamike številčnosti populacij se popis izvede spomladi in jeseni s po dvema ponovitvama. Tako lahko spremljamo vpliv zime na populacijo in spreminjanje številčnosti med leti.

Tabela 2: Finančno vrednotenje transektnega popisa znakov prisotnosti nutrije (pižmovke).

Transektna metoda	Opis	Strošek
Letni materialni stroški/ potni stroški	drobni material, kilometrina (2000 km)	1.000,00 €
materialni stroški - zunanji izvajalci	študentski servis/ pomoč na terenu	1.280,00 €
Delo	terensko delo (40 dni)	7.000,00 €
	analize, poročilo (20 dni)	5.920,00 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>	<b>15.200,00 €</b>
	<b>Naslednja leta</b>	<b>15.200,00 €</b>

**Fotomonitoring.** Za spremljanje relativnih populacijskih gostot med posameznimi območji krajinskega parka kot tudi za zaznavanje relativne številčnosti oziroma populacijskih trendov med leti, predlagamo uporabo vse bolj uveljavljenih metod spremljanja populacij s pomočjo

fotopasti. Pred začetkom izvajanja monitoringa je smiselno o izvajanju obvestiti lastnike zemljišč. Izvajanje fotomonitoringa mora potekati v skladu s 7. točko prvega odstavka 49. člena Zakona o varstvu osebnih podatkov (Uradni list RS, št. 94/07 – UPB1, v nadaljevanju ZVOP-1). Mnenje in pogoji za izvajanje takšnega monitorina (za namene spremljanja prostoživečih populacij (npr.: risa, medveda) je s skladu z drugim 2. členom Zakona o informacijskem pooblaščenca (Uradni list RS, št. 113/05 in 51/2007-ZUstS-A) posredoval informacijski pooblaščenec v mnenju 0712-1/2013/4269.

Evidenco lokacij in trajanja snemanj ter ostalih spremljajočih podatkov se vodi v posebej za to namenjeni Evidenčni knjigi o snemanju, ter se ob koncu leta izdela kratko poročilo, ki vsebuje podatke o številu kamer, trajanju snemanja (dnevi), lokacijah, posnetih tarčnih vrstah ter drugih redkih ali ogroženih tarčnih vrstah živali. Snemanje oziroma spremljanje se lahko izvaja le na določenih prostorsko omejenih mestih za tarčno zajemanje prisotnosti obravnavanih vrst, na katere je potrebno usmeriti kamero. Snemanje se izvaja prednostno na način, da se na zapisu snemanja ne prepozna oseb, ki bi se v tistem času nahajale na območju snemanja oziroma na način, da se verjetnost, da se na sliko posnamejo osebe zmanjša na najmanjšo možno mero (npr. nočno snemanje, oddaljene lokacije, obveščanje o področju snemanja, prilagoditev časa snemanja ter čim hitrejša brisanje posnetkov, kjer bi se nahajali določljivi posamezniki). V kolikor pa se na zapisu posname tudi oseba, mora izvajalec snemanja takoj izvršiti izbris tega posnetka in o tem v Evidenčni knjigi tudi zabeležiti. Izvajalec snemanja mora na za prebivalce dostopnih mestih na območju kjer poteka takšno snemanje namestiti obvestila, iz katerih bo razviden namen snemanja, institucija in telefonska številka za informacije.

Za zagotavljanje ustrezne intenzitete spremljanja predlagamo, da se spremljano območje v krajinskem parku razdeli na dve prostorski podenoti ustreznega habitata npr.: vzhodno in zahodno. Fotopasti se namesti na primerna mesta vzdolž vodnih poti. Predlagamo spremljanje v pomladanskem in jesenskem obdobju. Trajanje posameznega obdobja v prostorski podenoti naj bo štiri do šest tednov. Predlagamo časovno zaporedno spremljanje v posamezni prostorski podenoti, saj s tem zmanjšamo potrebno skupno število fotopasti ter hkrati povečamo zmožnost vzdrževanja, kontroliranja fotopasti. Predlagamo uporabo 100 GSM fotopasti z omogočenim dnevnim in nočnim snemanjem (IR 940 nm). Začetni strošek metode je v prvem letu monitoringa večji saj je za izvajanje monitoringa treba nabaviti komplete fotopasti vključno z materialom za nameščanje in varnostno pripenjanje kamer. V naslednjih letih je strošek bistveno manjši, saj ostajajo predvsem stroški za vzdrževanje kamer, GSM prenosa podatkov ter nadomeščanje uničenih, pokvarjenih ali odtujenih kamer (ocenjeno na podlagi izkušenj projektov LIFE DinalpBear, LIFE Lynx in LIFE WolfAlps - 7% skupnega števila kamer/letno) ter stroški dela.

**Tabela 3: Finančno vrednotenje monitoringa nutrije in pižmovke (ter ostalih naravovarstveno zanimivih vrst) s pomočjo fotopasti.**

Fotomonitoring	Opis	Strošek
Začetni materialni stroški	100 kompletov fotopasti, SIM kartice	33.900,00 €
Letni materialni stroški	baterije (3200 kosov), GSM naročnine/prenos podatkov, izdelava tablic	5.600,00 €
Potni stroški - letni	kilometrina (3000 km)	1.110,00 €
Letni materialni stroški - nadomeščanje	7% - začetnih materialnih	2.380,00 €
Delo	terensko delo (28 dni)	4.900,00 €
	analize, poročilo (20 dni)	5.920,00 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>	<b>51.430,00 €</b>
	<b>Naslednja leta</b>	<b>19.910,00 €</b>

Pri izvajanju fotomonitoringa nutrije in pižmovke, se pridobi tudi druge dragocene podatke o prisotnosti, pogostosti in razširjenosti drugih prostoživečih vrst (zavarovanih, ogroženih in divjadi) kot so na primer: vidra, bober, šakal, lisica, poljski zajec, druge vrste iz družine kun, pa tudi nekatere vrste ptičev.

Skupna ocena stanja in trenda populacije v posameznem letu bo tako izhajala iz ocene dveh komplementarnih aktivnih metod – transektne metode in fotomonitoringa ter podatkov o odvzemu obeh vrst na podlagi izvajanja letnih lovskoupravljaljskih načrtov lovišč na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje kot tudi morebitnih odvzemov na podlagi dodatnega izlavljaljanja, oziroma odlova z živolovnimi patmi.

### 3 - Pregled najbolj učinkovitih metod odstranjevanja nutrije in pižmovke.

#### 3.1 Zastavljanje ciljev nadzora/eradikacije populacij

Nutrija je bila uspešno iztrebljena v dveh manjših področjih v ZDA in v Angliji (Carter and Leonard 2002, Gosling 1989). Pižmovka je bila iztrebljena v Angliji in na Irskem (Robertson in sod. 2017) ter uspešno odstranjena iz več območij in manjših otokov na Nizozemskem (Bos 2017, cit. po Bos in sod. 2016) ter v večjem delu Flandrije (Belgija) (Bos 2017, cit. po VMM, 2010). Poznani so tudi mnogi neuspeli poskusi, npr. neuspešna iztrebitev nutrije v Franciji (Robert in sod. 2013).

V večjem delu Evrope iztrebljenje nutrije in pižmovke ni več lahko izvedljiva strategija upravljanja, saj je imigracija iz okoliških območij prevelika (Panzacchi in sod. 2007, Bos 2017). Kljub težavam na območjih, kjer je prisotna imigracija, pa je lahko iztrebljanje posameznih lokalnih populacij še vedno izvedljivo (Cocchi in Riga 2008, Bos 2017).

V pregledu izvajanja evropske okoljske politike v Sloveniji je zapisano: “Glede na osnovno porazdelitev se zdi, da je nutrija (*Myocastor coypu*) še v zgodnji fazi invazije, zato se Sloveniji priporoča, naj poskuša to vrsto odstraniti, da se bo izognila precejšnjim dolgoročnim stroškom obvladovanja”. Slednji dokument pižmovke eksplicitno ne omenja. (Evropska Unija 2019).

Obstaja več kriterijev, ki naj bi pomagali o odločitvi ali je iztrebljenje možna in ugodna strategija. Bomford in O'Brien (1995) podajata kriterije:

1. Stopnja odlova je višja kot prirastek pri vseh populacijskih gostotah

2. Ni imigracije – populacija je izolirana
3. Vsi osebki so dovzetni za odlov
4. Osebke lahko zaznamo tudi pri nizkih gostotah
5. Analiza stroškov in koristi pokaže, da je iztrebljenje bolj ugodno kot nadzor številčnosti
6. Naklonjenost javnosti in politike

Kljub velikim začetnim stroškom iztrebljanja se ta lahko dolgoročno splača (Panzacchi in sod. 2007). Samo v letu 2000 so stroški upravljanja z nutrijo v Italiji pokrili 75% vseh stroškov iztrebljanja nutrije v vzhodni Angliji (Panzacchi in sod. 2007). Podatki kažejo na povezavo med potrebnim lovni naporom in območjem, kjer poteka iztrebljanje. Strošek odstranitve na enoto površine se z večanjem površine nameravanega iztrebljenja zmanjšuje. V grobem se zmanjša za 10% (strošek/površino), če se površina aktivnosti podvoji (Robertson in sod. 2017). Ocene stroškov iztrebljenja sesalčjih vrst se gibljejo med 900 €/km<sup>2</sup> (iztrebljenje nutrije in pižmovke v Angliji) in več kot 450.000 €/km<sup>2</sup> (iztrebljenja na manjših otokih) (Robertson in sod. 2017). Pri analizi stroškov in koristi je potrebno upoštevati tudi verjetnost, da iztrebljenje ne bo uspešno.

Iztrebljenje je dosti bolj izvedljivo na izoliranih, manjših območjih z nizko populacijsko gostoto (Bertolino in sod. 2005, Baker 2010). Za izlov na območjih sklenjenega primerne habitata bi potrebovali intenziven lovni napor, natančno umerjen na populacijsko gostoto in velikost obravnavanega območja (Cocchi in Riga 2008, Gosling in sod. 1988). Za oceno, ali bi bilo iztrebljenje ugodna rešitev je potrebno modeliranje iz katerega bi lahko sklepali na populacijske gostote, in demografski odziv glede na določen lovni trud (Cocchi in Riga 2008).

Pogosto je z metodami odlova mogoča popolna odstranitev osebkov z določenega območja, vendar je potrebno nenehno odstranjevanje osebkov, ki imigrirajo (Triplet 2009), zato iztrebljenje v posameznem projektu ali programu ni mogoče. Tako so lahko ob konstantnem lovni naporu določena območja brez pižmovk, kot na primer del Flandrije in Nizozemske (Bos 2017).

Po glavni fazi iztrebljanja je potreben nadaljni monitoring, odlavljanje posameznih preostalih osebkov (Kendrot 2011, Gosling in Baker 1989) in izvajanje ukrepov za preprečitev ponovne kolonizacije nutrij (Kendrot 2011, Wittenberg in Cock 2001). Potrebno je razviti metode, ki omogočajo monitoring/zaznavanje tudi pri nizkih populacijskih gostotah. (Wittenberg in Cock 2001, Bomford in O'Brien 1995, Genovesi 2001). Pomembno je, da se monitoring in odlavljanje ne končata prekmalu (Baker 2006).

V Angliji so od leta 1962 nadzorovali številčnost nutrije. V letu 1963 je po zelo mrzli zimi ostalo okoli 10% populacije. Zaradi nepoznavanja populacijske dinamike in vpliva mrzlih zim, so preveč zmanjšali odlov in populacija se je ponovno povečala. Po letu 1981 so osnovali program iztrebljenja na podlagi novih znanj o populacijski ekologiji in informacij na podlagi simuliranja populacijske dinamike (Gosling in sod. 1983, Gosling in sod. 1981). Nutrije so odlavljali s pomočjo živolovnih pasti, ki so jih dnevno preverjali. Nutrije so ustrelili, ujete osebke drugih vrst pa izpustili (Gosling in Baker 1989). Odlov nutrij je izvajalo 24 zaposlenih. Med leti 1981 in 1986 je letni lovni napor znašal 276.000 lovnih noči (število pasti pomnoženo s številom noči, ko so bile postavljene). Ocenjeno število odraslih samic je bilo aprila 1981 3000, aprila 1986 pa le 20. Skupno je bilo ujetih okoli 34.900 osebkov (Gosling in Baker 1987). Nenavadno je, da niso poročali o osebkih, ki bi se pastem izogibali (Gosling in sod. 1988).

Motivacijo zaposlenih za učinkovit odlov so dosegli z zagotovitvijo denarne nagrade ob uspešnem izlovu (Gosling in sod. 1988).

Pižmovka je bila leta 1937 iztrebljana iz območja Velike Britanije. Skupno je bilo ubitih vsaj 4388 pižmovk (Baker 2010). Večinoma so uporabljali nožne pasti. Pri tem so lahko nekateri osebkki utrpeli hude poškodbe nog ali utonili. Ujelo se je tudi veliko osebkov drugih vrst (Gosling in Baker 1989).

V ZDA so leta 2002 pričeli z iztrebljanjem nutrije iz 24.300 ha velikega območja Chesapeake Bay Watershed (Kendrot 2011). Od leta 2016 so iztrebljene vse znane populacije z več kot 25.000 ha velikega območja na polotoku Delmarva (Nutrija 2016). To so dosegli s sistematskim odlovom s pomočjo pasti. Nutrije so odlovili s pomočjo pasti in odstela. Uporabljali so več različnih mrtvolovnih in živolovnih pasti. Do leta 2011 so opravili lovni napor 652.334 lovnih noči med intenzivno fazo in 76.233 lovnih noči med odlavljanjem posameznih ostalih osebkov (Kendrot 2011).

V Južni Koreji so leta 2014 začeli s projektom iztrebljenja nutrije. V obdobju 2014-2018 so odlovili 27.487 osebkov. Posledično se je zmanjšalo območje pojavljanja znakov nutrije, torej njene razširjenosti. Število zaznanih znakov pojavljanja se je zmanjšalo za 54%. Za delovanje programa so leta 2014 zagotovili 9,5 milijonov dolarjev, leta 2017 pa še dodatne 4 milijone (Kim in sod. 2019).

V Franciji je bilo več programov iztrebljenja, ki so bila le lokalna ali pa neučinkovita (Robert in sod. 2013). V obdobju 1998 – 1999 so v Franciji ulovili 303.600 osebkov, vendar ne kaže, da bi jo lahko v bližnji prihodnosti iztrebili (Robert in sod. 2013, cit. po Landry 2000).

V Nemčiji so nutrijo v manjšem parku Cottbus uspešno iztrebili. To so dosegli z ograjevanjem, da so preprečili imigracijo nutrij, intenzivnim odlovom s pastmi in prepovedjo hranjenja nutrij. Vseeno so nutrije zaradi imigracije območje ponovno naselile (Walther in sod. 2011).

### 3.2 Nadzor populacij nutrije

V mnogih državah se izvaja nadzor številčnosti nutrij z namenom omejitvije številčnosti in širjenja populacije, zmanjšanja škod in ohranjanja biodiverzitete (npr. Panzacchi in sod. 2007, Bertolino in sod. 2005, Bertolino in Viterbi 2010, Carter in Leonard 2002, Bertolino in Genovesi 2007, Kim in sod. 2019).

Posamezni lokalni in dobro načrtovani programi dosegajo zastavljene cilje (Npr. Bertolino in sod. 2005, Bertolino in sod. 2015, Bertolino in Viterbi 2010). Mnogi programi nadzora številčnosti se pogosto srečujejo s problemom učinkovitosti nadzora (Cocchi and Riga 2008; Panzacchi in sod. 2007), kar je najverjetneje zaradi nezadostnega vloženega truda (Bertolino in Viterbi 2010). Pogosto je to posledica pomanjkanja informacij o razširjenosti nutrije in njeni ekologiji (Hong in sod. 2014, Kim in sod. 2019), ukrepanja šele, ko so številčnost in škode že velike (Panzacchi in sod. 2007) in nezadostnega ter nerednega financiranja programov (Kim in sod. 2019).

V Južni Koreji so po sprva neučinkovitem programu uspeli izvesti nadgradnjo. Pridobili so več informacij, izboljšali komunikacijo in organizacijo, pridobili 9,5 milijona dolarjev sredstev ter dosegli uspeh, saj se je številčnost in prostorska razširjenost nutrije intenzivno zmanjšala (Kim in sod. 2019).

V Italiji je bilo v šestih letih odstranjenih 220.668 živali. 54% živali se je ujelo s pomočjo pasti, 46% živali je bilo odstreljenih (Panzacchi in sod. 2007). Intenzivnost lova je bila sorazmerno majhna (1,2 odstranjen osebek/leto/km<sup>2</sup>) za razliko od Anglije (2,6 odstranjen osebek/leto/km<sup>2</sup> leta 1981) (Panzacchi in sod. 2007). Lokalno je bilo upravljanje z nutrijo v Italiji uspešno, posledično se je zmanjšala ekonomska škoda in ohranjala biodiverziteteta (Bertolino in sod. 2005). Upravljanje z nutrijo poteka na mnogih območjih v severnem delu srednje Italije, čeprav so očitno akcije v večjem prostorskem merilu neučinkovite (Bertolino in sod. 2015). Na državni ravni odstrel ni preprečil rasti populacije (Panzacchi in sod. 2007).

V Belgiji se je za najučinkovitejšo metodo izkazal lov s pomočjo mrtvolovnih pasti tipa Conibear (Verbeylen, 2002), takšen tip pasti v Sloveniji ni zakonsko opredeljen, deluje pa na podobnem principu kot pas dvigalka ali pah, ki žival v trenutku usmrti. Pasti so bile postavljene na vhode brlogov. Zaradi načina postavitve je bil netarčen ulov majhen. Uporabili so tudi živolovne pasti, vendar so bile manj uspešne, večji je bil netarčni ulov (Verbeylen, 2002). Med leti 2001 in 2009 so ujeli 1044 osebkov na območju reke Maas. Med leti 2007 in 2008 so ujeli 80 osebkov na reki Nette (Robert in sod. 2013, cit. po Van der Weeën, VMM, osebna komunikacija).

Na Nizozemskem je bil več kot dve desetletji odlov povprečno 3132 osebkov na leto (podatek 2001-2009). V letu 2010 je bilo ujetih 588 osebkov, večinoma na meji z Nemčijo (Robert in sod. 2013, cit. po Moerkens 2010), v notranjosti države so populacijske gostote zelo nizke. Nizozemski program nadzora populacij nutrije na mejnem območju je obsegal 22.400 delovnih ur v letu 2016 za preverjanje pasti in usmrtitev na območju 300 km dolge meje (nekaj tisoč km vodnih poti) (Bos 2017).

V zvezni državi Louisiana, ZDA poteka program nadzora številčnosti z namenom zmanjšanja njihovega negativnega vpliva na priobalna mokrišča. V sezoni 2009–2010 je bilo uradno odvzetih 445.963 nutrij. Od začetka programa nadzora številčnosti se je zmanjšal negativen vpliv nutrij na mokrišča (Francis 2012).

### **3.2.1 Izvajanje lova**

Dovoljene tehnike lova nutrije so odstrel in uporaba pasti, in sicer dvigalk (mrtvolovne pasti) ter lovka (živolovne pasti, ki živali ne poškodujejo) Uporabo mrtvolovnih pasti smo zasledili le v Belgiji in Franciji (Robert in sod. 2013).

### **3.2.2 Lov v živolovne pasti**

Učinkovito se uporabljajo živolovne pasti z dvojnimi vhodom ali živolovne pasti tipa Tomahawk (Cocchi in Riga 2008). Pasti so dimenzij 85 x 25 x 25 cm (Baker in Clarke 1988, Guichón in Cassini 2005) ali 35x35x80 cm (Balestrieri in sod. 2016). V ZDA so osnovali multiple živolovne pasti, v katere se lahko ulovi zaporedoma več osebkov (Baker in Clarke 1988).

Pasti se postavi na mesta pogostih prehodov na kopnem ali po možnosti na plavajoče splave (Cocchi in Riga 2008). Pasti postavljene na plavajoče splave so veliko učinkovitejše kot pasti postavljene na kopnem (Baker in Clarke 1988), netarčnega ulova pa je manj (Goesling 1987).

Za vabo se lahko uporabi korenje, jabolka ali mešanico zelenjave (npr. jabolka, koruza, korenje) (Baker in Clarke 1988, Balestrieri in sod. 2016, Guichón in Cassini 2005). V ZDA so testirali različne vabe, kot so urin nutrije, nutrijin ekstrakt kožuha, sintetični izloček analnih žlez in komercialno dostopno vabo na osnovi jabolk. Najučinkovitejši je bil ekstrakt nutrijinega kožuha (Witmer in sod. 2008).

Ulovljivost nutrij je večja pozimi in spomladi, kot poleti in jeseni (Gosling 1987, Kendrot 2011). To je morda posledica večje privlačnosti vab v pasteh pozimi, večje aktivnosti nutrije pozimi, ali lažje zaznavnosti nutrij in njihovih sledov, ko je vegetacija manj bujna, in posledično bolj ugodna namestitev pasti (Gosling 1987, Kendrot 2011). Vrednosti lovne uspešnosti tekom iztrebljenja nutrije iz Anglije so bile med 7,2 (marca) in 3 (julija) ubitih osebkov/lovno noč/mesec/10,000 živih odraslih osebkov (Gosling 1987).

Živolovne pasti se navadno pregleduje vsak dan (Baker in Clarke 1988, Gosling in Baker 1989). Kendrot (2011) priporoča pregled pasti na 96 ur, saj se tako zmanjša možnost, da bi se nutrije pastem zaradi prisotnosti človeka izogibale.

### 3.2.3 Odstrel

Podatki o učinkovitosti odstrela so različni. Burnam in Mengak(2007) navajata, da je odlov lahko učinkovit in zmanjša populacije do 80%. Panzachi (2007) je povzel rezultate iz Italije, kjer so 46% osebkov odstranili z odstrelom (54% pa z lovom v živolovne pasti). Cocchi in Riga (2001) trdita, da je bila metoda odstrela v proučevanem primeru razmeroma malo učinkovita. Učinkovitost se najverjetneje zelo razlikuje od razmer in ni tako zanesljivo učinkovita kot lov z živolovnimi pastmi. Metoda je sorazmerno preprosta in zelo primerna za odstranitev posameznih neboječih osebkov. Tehnika povzorča sorazmerno veliko motnjo (Cocchi in Riga 2001).

Odstrel naj bi se izvajal predvsem v času dlje trajajoče zimske zmrzali, ko se nutrije umaknejo iz vode in so bolj izpostavljenje. (Cocchi in Riga 2001). Najprimernejši čas je zjutraj in zvečer (Burnam in Mengak 2007). Večinoma se učinkovitost odstrela ob večji intenzivnosti zmanjša. Priporočajo občasne 2-3 tedne trajajoče premore izvajanja ostrela (Burnam in Mengak 2007).

### 3.3 Intenzivnost lova

Potrebni lovni napor za uspešen nadzor številčnosti je odvisen od populacijske gostote in območja, zato je splošna ocena potrebnega lovnega napora nemogoča (Francis 2012). Na območju Piemont (Italija) so zabeležili, da se je potrebni vloženi lovni napor za zmanjšanje populacij razlikoval med provincami; npr.: en odstranjen osebek/km<sup>2</sup>/leto je bil dovolj za zmanjšanje škod v provinci Vercelli, večji trud je bil učinkovit v provinci Novara (0,5–2,2 odstranjena osebka/ km<sup>2</sup> /leto), ne pa tudi v provinci Alessandria (0,4–1,9 odstranjena osebka/ km<sup>2</sup> /leto) (Bertolino in Viterbi 2010). Skupno je bil povprečen lovni uspeh na območju Italije relativno nizek (1,2 odstranjena osebka/km<sup>2</sup>/leto), kar ni preprečilo povečanja škod in prostorske širitve nutrije (Panzacchi in sod. 2007). V Angliji je bil napor tekom uspešnega programa iztrebljenja nutrije povprečno 2,6 odstranjen osebek/km<sup>2</sup>/leto (Gosling in Baker 1989).

Pomembno je omeniti, da lahko neintenzivne upravljalske akcije zmanjšajo učinkovitost programa za nadzor številčnosti. Odlov odraslih samcev ima lahko za posledico večji delež samic in juvenilnih osebkov v populaciji, ki omogočajo večjo imigracijo in prirastek ter

nastanek ugodnih pogojev za nadaljne povečanje populacije (Cocchi in Riga 2001, Gosling in Baker 1989).

Učinek je odvisen tudi od hitrosti in intenzivnosti ukrepanja (Panzacchi s sod. 2007). Pri večjih populacijskih gostotah je za ublažitev negativnih vplivov potreben večji lovni napor (Panzacchi in sod. 2007, Bertolino in Viterbi 2010). Ob nihanju intenzitete lova, morda z vmesnimi prekinitvami izvajanja je uspešnost manjša (Cocchi in Riga 2008). Pomembna lastnost uspešnih projektov je primerna stopnja intenzitete lova, ki se je ohranila ali celo povečala po prvih uspehih (Bertolino and Viterbi, 2010). Učinek programov nadzora populacij je manjši, kadar je mogoče priseljevanje osebkov iz sosednjih, kjer se nadzor ne izvaja (Cocchi in Riga 2008, Gosling in sod. 1988).

Bertolino in sod. (2005) poročajo o različni uspešnosti kontrole populacij nutrij na dveh območjih, ki se razlikujeta v ekoloških in hidroloških značilnostih. V majhnem izoliranem rezervatu so v treh tednih odstranili 90% populacije, kolonizacija v naslednjih letih je bila omejena. V bližnjem kanalu niso uspeli doseči takega učinka, odstranjene živali so hitro nadomestile nove iz sosednjih območij.

Posamezni, stohastični dogodki (npr. obdobje nižjih zimskih temperatur) ima lahko močne negativne učinke na populacije nutrije in pižmovke. To lahko poveča učinek antropogenega zmanjševanja številčnosti. Posebno velik učinek ima na periferne subpopulacije, kar lahko vpliva na upravljalvske prioritete zmanjševanja številčnosti (Battisti in sod. 2015, Gosling in Baker 1987).

### 3.4 Stroški in koristi

Pogosto je omenjeno, da je kontrola tujerodnih invazivnih vrst dolgoročno ekonomsko ugodnejša kot neizvajanje aktivnosti (Panzacchi in sod. 2007, cit. po Anderson in sod. 2004), kar potrjujejo rezultati Bertolino in Viterbi (2010), ne pa tudi Panzacchi in sod. (2007). Uspeh je povezan z dovolj velikim vložkom lovne napora.

Raziskava, ki so jo izvedli Panzacchi in sod. (2007) je pokazala, da stalna kontrola populacije nutrije v Italiji ni cenovno učinkovita. Na državni ravni upravljanje ne zadržuje nagle populacijske ekspanzije niti dramatično ne zmanjša škod. Med leti 1995 in 2000 se je kljub odstranitvi 220.668 osebkov, za kar so porabili 2.614.408 € škoda na poljedelstvu in na brežinah vodnih teles se je povečala na 11.631.721 € (Panzacchi in sod. 2007). Vendar pri raziskavi niso upoštevali, kolikšna bi bila škoda brez ukrepov. To sta storila Bertolino in Viterbi (2010). Razmerje koristi-stroški so bili leta 2005 2,6 oz. 3,6 :1, glede na različna predvidevanja povezav številčnosti in škod. Preračunane so glede na pričakovano škodo, če ne bi bilo ukrepov in glede na realne stroške nadzora populacije in izplačila škod.

Stroški lova s pastmi obsegajo stroške pasti, splavov, vabe (privabljalna, hrana) in prevoza ter stroške dela (Bos 2017).

Stroški na odstranitev posamezne živali so bili v Italiji večji pri metodah lova v pasti (13,25 €/žival) kot pri direktnem odstrelu (8,21 €/žival). Večji del stroškov so predstvaljale aktivnosti v zvezi s postavljanjem pasti (60%), 32% stroškov aktivnosti v povezavi z direktnim odstrelom, 8% v povezavi z odstranitvijo trupel, ki so v Italiji klasificirana kot nevaren odpadek (Panzacchi in sod. 2007).

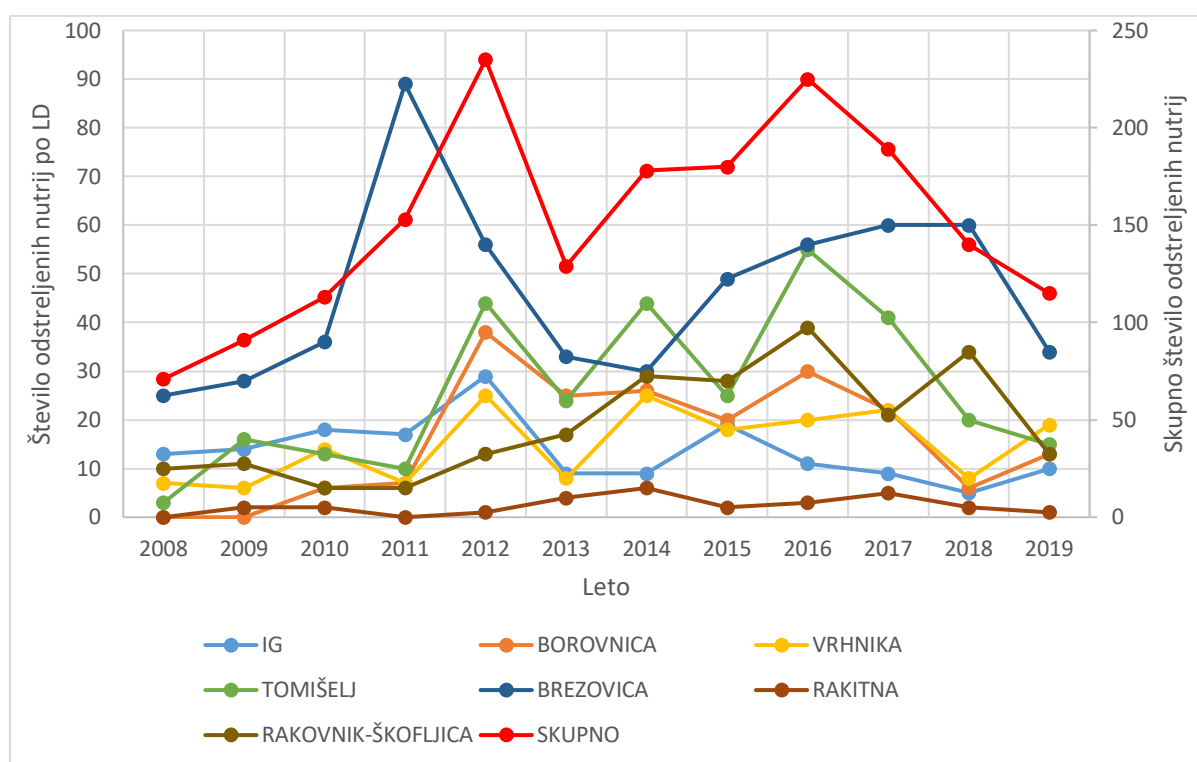


### 3.5 Pregled odvzema nutrij na območju krajinskega parka Ljubljansko barje

Glede na podatke iz lovskega informacijskega sistema LISJAK je bilo med 2008 in oktobrom 2019 v lovskih družinah na območju krajinskega parka Ljubljansko barje odlovljenih 1692 osebkov nutrij. Največ odstreljenih osebkov je bilo na območju lovske družine Brezovica.

**Tabela 4:** Tabela 4: Število odvzetih nutrij v loviških lovskih družinah na območju krajinskega parka Ljubljansko barje med letom 2006 in oktobrom 2019.

Lovska družina	Vrhnika	Ig	Borovnica	Tomišelj	Rakovnik-Škofljica	Brezovica	Rakitna
Število odlovljenih osebkov	179	163	193	312	233	584	28



**Slika 1:** Prikaz števila odstreljenih nutrij v lovskih družinah na območju krajinskega parka Ljubljansko barje med 2008 in oktobrom 2019.

### 3.6 Pižmovka

Nadzorovanje številčnosti pižmovk poteka v mnogih evropskih državah, kot so Belgija (Bos in Ydenberg 2011), Nizozemska (Bos in Ydenberg 2011) in Nemčija (Bos in sod. 2019). V nekaterih državah posebno upravljanje s pižmovko ni potrebno, saj so populacije upadle zaradi neznanih, a očitno naravnih vzrokov (Bos in sod. 2019).

Na učinkovitost programov za nadzor številčnosti pižmovk kažejo uspešno zmanjšana številčnost pižmovk v Belgiji (Bos in sod. 2019, cit. po VMM 2010), Veliki Britanji (Gosling in Baker 1989) in delu Nizozemske (van Loon in sod. 2017). Van Loon in sod. (2017) so z analizo historičnih podatkov pokazali, da je ob dovolj velikem lovnem naporu številčnost

pižmovk na Nizozemskem upadla. Podobno so Bos in sod. (2019) ugotovili, da je populacijska gostota nižja na mestih, kjer se izvaja odlov. Nekateri raziskovalci so v posameznih primerih podvomili v učinkovitost programov kontrole številčnosti pižmovk, s trditvijo, da so letni ulovi prenizki, da bi dosegli zmanjšanje populacije (Bos in sod. 2019, cit. po Pelz 1996, van Loon in sod. 2017).

V Belgiji (Flandrija) izvajajo celoleten intenziven odlov, kjer odlavljajo velike deleže populacij pižmovk (Bos in Ydenberg 2011). Lovni napor je v 12 delovnih ur/km<sup>2</sup>/leto. Ulov je leta 1990 znašal 150.000, leta 2013 pa le še 730 osebkov pižmovk (Bos 2017). Populacije naj bi bile pod popolno kontrolo, ko se doseže ulovljivost, ki je manj kot 0,15 ujetih osebkov/km/leto (van Loon in sod. 2017). Popolna odstranitev ni bila dosežena zaradi imigracij iz sosednjih držav (Bos 2017, cit. po VMM 2010).

Na Nizozemskem izvajajo celoletni odlov. Intenzivnost odlova med leti in provincami se spreminja. Na splošno na Nizozemskem pižmovke intenzivno odlavljajo in dosega odlov velikega deleža populacije pri posledično nizkih populacijskih gostotah. Povprečno se odlavlja  $8 \pm 21$  živali na km<sup>2</sup> oz  $1,1 \pm 4,8$  živali na kilometer vodne brežine (Bos in Ydenberg, 2011, cit. po Bos in sod. 2009). Nekatera, ne pa še vsa, območja so dosegla stanje pod popolno kontrolo (van Loon in sod. 2017).

Nadzor številčnosti pižmovk v Nemčiji ni bil učinkovit zaradi prenizke intenzitete odlova (Bos 2017, cit. po Pelz 1996, Reinhardt in sod. 2003), kljub temu, da je bilo v Nemčiji odlovljenih 300.000 osebkov letno (Bos 2017, cit. po Pelz 1996).

### **3.6.1 Izvajanje lova**

Na uspešnost kontrole vplivajo čas, intenziteta in prostorska razporeditev odlova (Clark 1986) ter metoda odlova. Bos in Ydenberg (2011) glede na rezultate simulacij priporočata celoleten, prostorsko nestrukturiran, zmerno intenziven odvzem (odvzem 10% populacije). Večinoma se za odlov uporablja mrtvolovne pasti, redkeje tudi živolovne pasti ali odstrel. V Sloveniji so dovoljene le živolovne pasti lovke in mrtvolovne pasti dvigalke. (Uredba o določitvi divjadi in lovnih dob, Ur.l. RS, št. 101/04).

Tehnika lova naj bi se razlikovala glede na del leta. V obdobju migracij (februar do april in september do november) se poslužujejo predvsem pasivnega lova s pastmi, v vmesnem obdobju pa intenzivneje poteka aktiven lov s pastmi. Pasivno pomeni, da je past postavljena na mesto vodnega toka z namenom, da se žival ujame, ko priplava mimo. Aktiven lov pomeni, da lovec aktivno poišče brlog in past nastavi pred vhod brloga (FACE 2014).

Uporablja se pasti tipov Conibear 110/150, pasti, ki so v angleščini poimenovane "Ground Clamp" (niso primerne za uporabo na območju prisotnosti vidre ali bobra), pasti, ki z vzmetjo delujejo na telo pižmovke (ang. Cages with body-gripping traps) ter pasti, ki žival utopijo (ang. Drowning bait-traps), (FACE 2014) – vendar nobena od teh pasti v Sloveniji ni zakonsko dovoljena/opredeljena.

Pasti morajo biti prilagojene tako, da zmanjšajo netarčni ulov, še posebej vidre ali bobra. Dostop vidri se prepreči z namestitvijo 9 cm obroča. Namestitev pregrad zmanjša verjetnost ulova rib in ptic. Dodatno zmanjšanje verjetnosti netarčnega ulova lahko zagotovimo s primerno postavitvijo pasti (FACE 2014).

Nekatere pasti delujejo s pomočjo vab, npr. korenjem, zeleno ali sadjem. Spomladi lahko nekaj iztrebkov v bližini pasti poveča njeno privlačnost (Triplet 2009).

Časovno strukturiran odvzem z vidika razmerja stroškov in koristi ni ugoden saj si metapopulacija med obdobji odvzema opomore. Odlov ima večji učinek pozimi in spomladi, kot poleti ali jeseni. To je pomembno je pri razmisleku o mešanih strategijah, ko bi bil odvzem čez celo leto, a intenzificiran pozimi in spomladi (Bos in Ydenberg, 2011).

Strategija prostorsko usmerjenega odlova je neugodna, kadar je razmerje med površino in robom majhno, saj ima takrat imigracija zelo velik učinek (Bos in Ydenberg, 2011). Pri implementaciji nadzora številčnosti na večjem območju je potrebno vložiti več truda na območju, ki meji na površino kjer se odvzem ne izvaja (Bos in Ydenberg, 2011).

Odstrel ni učinkovita metoda, saj se na ta način lahko odstrani le majhno število živali (Triplet 2009). Najučinkovitejši je ob zori ali mraku, ko so pižmovke najaktivnejše ali ob visokih vodostajih, ko so se pižmovke prisiljene umakniti na drevesa (Bos 2017). Lahko je učinkovit način odstranitve tistih osebkov, ki se ne približujejo pastem. (Bos 2017).

### **3.6.2 Intenzivnost lova**

Raziskava van Loon in sodelavcev (2017) je pokazala, da je v splošnem številčnost pižmovk na Nizozemskem upadla, če je več zaporednih let lovni napor presegal 1,4 h/kilometer vodne poti/leto. To so ugotovili s pomočjo populacijskega modeliranja, zato je treba to oceno preveriti s poskusi. V nekaterih provincah je bil potreben večji lovni napor, kar bi lahko bilo povezano s prisotnostjo več primerne prostora in doseganjem višjih populacijskih gostot. Odlov velikega deleža populacije zahteva manj truda pri nižjih populacijskih gostotah (van Loon in sod. 2017).

Bos in Ydenberg (2011) sta glede na rezultate simulacij ugotovila, da je zelo intenziven odlov (25% populacije) najučinkovitejši za zmanjševanje populacije. Vseeno zaradi ugodnejšega razmerja stroškov in koristi priporočata kot še vedno učinkovit zmerno intenziven odvzem (odvzem vsaj 10% populacije).

## **3.7 Stroški in koristi**

Ob predvidenem lovem naporu 1,4 h/kilometer vodne poti/leto, ki je okvirno potreben, da se doseže stanje nizke populacijske gostote, ki je lahko pod učinkovito kontrolo ( $< 0,15$  ujetih osebkov/km/leto) (van Loon in sod. 2017), to pomeni 140 €/km vodnih poti/leto stroškov. Odvisno od hitrosti rekolonizacije, je popolna kontrola lahko vzdrževana z naporom 0,5-1 delovnih ur/km vodnih poti/leto, kar znaša 50-100 €/km vodnih poti/leto (Bos 2017).

Na Nizozemskem je bil strošek nadzora številčnosti populacije na območju, velikem 33.700 km<sup>2</sup>, 1036 €/km<sup>2</sup> letno. Strošek je leta 2013 znašal v povprečju 123 €/km vodne poti (97 - 314 €/km vodne poti) (Bos 2017, cit. po D. Moerkens, osebna komunikacija).

Stroški se s povečano populacijsko gostoto (van Loon 2017) in večjo površino razširjenosti (Robertson in sod. 2017) povečajo.

### 3.8 Pregled odvzema pižmovk v loviščih lovskih družin na območju krajinskega parka Ljubljansko barje

Glede na podatke iz lovskega informacijskega sistema LISJAK je bilo med letom 2006 in oktobrom 2019 v lovskih družinah na območju krajinskega parka Ljubljansko barje odlovljenih 83 osebkov pižmovk. Največ odstreljenih osebkov je bilo na območju lovske družine Ig.

**Tabela 5:** Število odlovljenih pižmovk na območju krajinskega parka Ljubljansko barje med letom 2006 in oktobrom 2019.

Lovska družina	Brezovica	Rakitna	Tomišelj	Ig
Število odlovljenih osebkov	34	8	1	40

### 3.9 Predlog najbolj učinkovitih metod odstranjevanja za Ljubljansko barje na lovnih in nelovnih površinah s finančnim vrednotenjem

Na širšem območju Ljubljanskega barja oziroma ljubljanske kotline so prvi podatki o pojavljanju pižmovke iz leta 1951 (Kryštufek, 1991). V literaturi ni zaslediti objavljenih podatkov o populacijskih trendih oziroma dinamiki odstrela za to območje. Podatki o prostorskem in številčnem širjenju odstrela pižmovk v Sloveniji pa kažejo, da se je številčnost pižmovk po letu 1990 zelo zmanjšala (Leskovic, 2012). Razlogi za zmanjšanje niso poznani po predvidevanjih jo je zdesetkala katera od glodalčjih bolezni ali pa celo izrinjanje oziroma tekmovanje z nutrijo. Tudi podatki o odvzemu pižmovk v loviščih, ki so na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje v obdobju 2006 – 2019 nakazujejo, da je pižmovka redka vrsta Ljubljanskega barja, saj je bilo v 14 letih skupno odvzetih (odstreljenih) le 83 pižmovk, kar je v povprečju manj kot 6 pižmovk na leto. To nakazuje na možnost, da je pižmovka po hitrem širjenju v drugi polovici 20. stoletja v zadnjih 30 letih prešla v t.i. post-invazivno fazo.

V nasprotju so prvi podatki o prisotnosti nutrije na Ljubljanskem barju šele iz zime 1989/90 (Kryštufek, 1991), podatki o odvzemu med leti 2008 in 2019 kažejo, da so nihanja med posameznimi leti lahko razmeroma velika (73 – 240), odvzem pa niha v štiri do petletnih ciklih. Skupno je bilo v skoraj 12 letnem obdobju odvzetih (odstreljenih) 1692 osebkov nutrij (Lisjak, 2019). V zadnjih letih je opaziti porast številčnosti nutrije predvsem v sosednjih urbanih območjih Ljubljane in okolice pa tudi Vrhnike in okoliških naselij. To predstavlja pomemben del Krajinskemu parku Ljubljansko barje sosednjih območij z vse obsežnejšimi nelovnimi površinami, kjer lov ni dovoljen. Hkrati so to za nutrijo prehransko bogata območja, kjer imajo nutrije dostop do antropogenih virov hrane, oziroma so načrtno hranjene (kljub opozorjanju na škodljivost in nesprejemljivost početja – informativne table).

Ljubljansko barje tako predstavlja območje razmeroma številčne, dlje časa vzpostavljene populacije nutrije, ki je povezana z deli populacij v okoliškem prostoru ter njihovimi vodnimi tokovi. Tako lahko govorimo o odprti populaciji, ki je s stalnimi imigracijami oziroma emigracijami povezana v metapopulacijsko strukturo na širšem območju Ljubljanske kotline. Kljub temu, da je v pregledu izvajanja evropske okoljske politike v Sloveniji zapisano, da se zdi, da je nutrija v Sloveniji še v zgodnji fazi invazije in se zato Sloveniji priporoča naj poskuša to vrsto odstraniti, pa na podlagi trenutnega poznavanja pravzaprav ne moremo pozitivno odgovoriti na nobenega izmed šestih kriterijev (O'Brian 1995), ki naj bi pomagali pri odločitvi ali je iztrebljenje možna oziroma ugodna strategija ukrepanja. Na podlagi podatkov o stroških iztrebljanja oziroma njihovih poskusov so lahko stroški takšne strategije upravljanja izredno

veliki, od 900 do 450.000 €/km<sup>2</sup> obravnavane površine. Lovni napor odlavljanja z mrtvolovnimi in živolovnimi pastmi ob iztrebljanju nutrij in pižmovk v ZDA na območjih primerljive velikosti KPLB je bil skoraj 700.000 lovnih dni. Ob intenzivnem lovnem naporu v petletnem programu iztrebljanja nutrij v Južni Koreji se je število znakov pojavljanja nutrij zmanjšalo na 54%, v programu pa so porabili 13,5 milijona dolarjev (Kim in sod. 2019). Torej je pri sprejemanju upravljaljskih strategij treba upoštevati tudi verjetnost, da iztrebljenje, kljub velikim naporom in finančnim vložkom ne bo uspešno. Zaradi vsega naštetega; (1) dlje časa vzpostavljene populacije nutrije in pižmovke, (2) možnih stalnih imigracij iz (urbanih) območij brez (trenutno) kakršnekoli regulacije ali kontrole populacije, (3) velikih zakonskih omejitev pri načinih odstranjevanja osebkov nutrije in pižmovke, (4) posledične nezanesljivosti uspešnosti iztrebljenja ter (5) nenazadnje neinformirane in neozaveščene družbe, ki bi lahko intenzivno nasprotovala sprejetim ciljem iztrebljanja, predlagamo, da se v naslednjem petletnem obdobju pri upravljanju populacij nutrije in pižmovke postavi cilje intenzivnega nadzorovanja oziroma zmanjševanja populacije. Če bodo v tem času vzpostavljeni pogoji, ki bodo omogočali sprejetje drugačnih ciljev in strategije upravljanja z obravnavanimi populacijama je po tem obdobju smiselno upravljaljski načrt in strategijo upravljanja revidirati.

**Odvzem v skladu z Zakonom o divjadi in lovu ter odlov z živolovnimi pastmi.** Za zmanjšanje številčnosti nutrije (pa tudi pižmovke), poleg že obstoječega odstrela v okviru lovskoupravljaljskih načrtov, predlagamo odlov s pomočjo živolovnih pasti. Slovenska zakonodaja (Zakon o divjadi in lovu) namreč ne dopušča mrtvolovnih pasti, ki bi bile primerne za lov nutrij in pižmovk, kljub temu, da bi lahko z ustreznimi pastmi in načinom njihove rabe lahko dosegli visoko stopnjo selektivnosti lova omenjenih vrst. Kot dodatna možnost za odvzem osebkov omenjenih vrst divjadi tako ostajajo živolovne pasti (prehodne ali z enojnimi vrati), katerih selektivnost je sicer precej manjša, a omogoča neškodljivo izpuščanje netarčnih vrst. Lov z živolovnimi pastmi, ki živali ne poškodujejo je dovoljen na podlagi posebnih dovoljenj, ki jih za vrste divjadi (kamor sta uvrščeni nutrija in pižmovka) izdaja Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano, Sektor za lovstvo in ribištvo, za zavarovane vrste pa Ministrstvo za okolje in prostor, Agencija RS za okolje, Sektor za naravo. V okviru takšnih dovoljenj je možno zaprositi za ujetje usebkov tako na lovnih kot tudi nelovnih površinah.

Tako odlovljene osebke nutrij in pižmovk so v večini držav, ki so izvajale eradikacijske programe usmrtili z ustrelitvijo (npr. Italija, Anglija) ali pa evtanazirali s pomočjo kemičnih učinkovin (npr. Italija, Južna Koreja). V Sloveniji na tem področju nimamo ustrezne zakonodaje. Med razlogi za evtanazijo oziroma usmrtitev živali iz veterinarskih razlogov ne navaja usmrtitve zdravih, ujetih osebkov vrst divjadi. Tako »Pravilnik o načinih usmrtitve živali iz veterinarskih razlogov, živali, ki se jih redi za proizvodnjo krzna, ter odvečnih enodnevnih piščancev in zarodkov v odpadkih iz valilnice (Uradni list RS, št. 63/03) navaja izpostavitve kloroformu, ki se lahko uporablja samo za usmrtitev činčil in to pod pogojem, da je komora, v kateri so živali izpostavljene plinu, načrtovana, izdelana in vzdrževana tako, da živalim ne povzroča poškodb ter nad njimi omogoča nadzor. Med razlogi za usmrtitev iz veterinarskih razlogov je le usmrtitev živali, ki jo je potrebno izvesti skladno s predpisi o ukrepih za ugotavljanje, preprečevanje in zatiranje določenih kužnih bolezni. Med drugimi nam poznanimi možnostmi za usmrtitev živali je usmrtitev ranjene divjadi ali živali zavarovane prosto živeče živalske vrste z ustreznim lovskim orožjem in strelivom, ki jo obravnava 5. člen *Pravilnika o vrstah in moči lovskega orožja, načinu zasledovanja in usmrtitve ranjene živali ter višini odškodnine na divjadi, ki je povzročena s protipravnim lovom (Uradni list RS, št. 50/16)*. Slovenska zakonodaja torej ne navaja specifičnih razlogov (npr. naravovarstvenih) pod katerimi bi lahko usmrtili ujetu žival. Zakonsko sivo cono ter etično, oziroma družbeno vprašljivo pa

predstavlja ujetje nutrije ali pižmovke v živolovno past na lovni ali nelovni površini ter izpustitev na nelovni površini in odstrel. Vsako posamezno dejanje ni v nasprotju z zakonodajo, a predstavlja pomemben in potreben odziv pristojnega resornega Ministrstva za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano za zakonsko ureditev tega področja. V prihodnje je pričakovati, da se bo zaradi večjih okoljskih sprememb in posledic globalizacije v okolju pojavljalo vse več invazivnih tujerodnih vrst, ki bodo lahko predstavljale tveganja za biodiverzitetu ali konflikte s človekovo rabo prostora za katere bo treba zagotoviti učinkovito omejevanje oziroma odstranjevanje.

**Odlov z živolovnimi pastmi.** Za zmanjšanje populacije nutrije (pižmovke) predlagamo odlov z živolovnimi pastmi, v prvi vrsti vzdolž reke Ljubljanice in njenih glavnih pritokov, zlasti na območjih evidentirane imigracije. Predlagamo uporabo in odlov s 50-60 zabojnimi pastmi s katerimi bi lahko hkrati razmeroma učinkovito pokrili 15-20 km obvodnih transektov. Odlov je učinkovitejši v zimsko-pomladanskem času, zato predlagamo, da se večina odlova izvede v tem obdobju (npr. november – marec). Ob takšni količini pasti bi dosegli lovni napor 7000 - 9000 lovnih noči na leto, kar je glede na pričakovano številčnost nutrije (podatki o letnem odvzemu 75 – 240 nutrij) razmeroma visok lovni napor, s katerim bi lahko lokalno zelo učinkovito odstranili nutrije iz okolja, oziroma učinkovito zmanjševali njihovo imigracijo v območje KPLB. Uspešnost programa bi lahko zmanjševala imigracijo, predvsem iz urbanih, nelovnih območij spodnjega toka Ljubljanice. Intenzivnejši odlov naj se izvaja na območjih večjih lokalnih zgostitev in na območjih povečane imigracije v krajinski park Ljubljansko barje. Preuči naj se možnost postavljanja pasti na splavih in učinkovitost različnih vab. Odlov z živolovnimi pastmi zahteva intenzivno vzdrževanje in preverjanje pasti, ki ga lahko deloma zmanjšamo s pomočjo ustreznih alarmnih sistemov, ki obveščajo o statusu pasti in dogodkih proženja.

**Tabela 6:** Finančno vrednotenje izvedbe odlova nutrij s pomočjo živalovnih pasti. V izračunu smo upoštevali, da se odlov izvaja 5 mesecev z uporabo 60 zabojskih pasti, ki se jih nadzira s pomočjo alarmnih sistemov.

Odlov - živalov	Opis	Strošek
Začetni materialni stroški	zabojne pasti (60 kosov), alarmni sistemi za pasti (60 kosov)	16.800,00 €
Letni materialni stroški	nadomestne baterije za alarmne sisteme (30 kompletov), GSM naročnine/prenos podatkov, privabljanje na pasti, izdelava informacijskih tablic	3.400,00 €
Potni stroški - letni	kilometrina (15000 km)	6.300,00 €
Letni materialni stroški - nadomeščanje	5% - začetnih materialnih	3.000,00 €
Delo	terensko delo (170 dni)	29.750,00 €
	analize, poročilo (20 dni)	5.920,00 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>	<b>62.170,00 €</b>
	<b>Naslednja leta</b>	<b>48.370,00 €</b>

Obstoječi odstrel nutrije in pižmovke na območju KPLB naj se ohranja in spodbuja. V preteklosti so za spodbujanje odstrela konfliktnih vrst, npr. divjega prašiča v lokalnih razmerah že uporabljali finančne spodbude oziroma sofinanciranje stroškov izvajanja lova. Podobno se prevedeva spodbude tudi v predlaganem *Zakonu o interventnih dodatnih ukrepih zaradi afriške prašičje kuge pri divjih prašičih*, ki je trenutno v javni obravnavi. Za lov nutrije in pižmovke med lovci verjetno ni velike motivacije zato bi bilo odstrel teh vrst smiselno podpreti. Ob povprečnem odstrelu nutrije v višini 150 osebkov v zadnjih 12 letih bi sofinanciranje stroškov odstrela v višini 10 € na odstreljeno nutrijo ali pižmovko pokrilo povprečne stroške streliva in potne stroške za 20 km poti. Če bi se odstrel nutrije zaradi tega drastično povečal, bi to pomenilo pomembno podporo odlova z živalovnimi pastmi, saj kot samostojna metoda zmanjševanja številčnosti populacij odstrel ni učinkovit. Še posebej intenzivno naj se izvaja v času zimskih zmrzali, ko so nutrije več časa na kopnem.

**Tabela 7:** Finančno vrednotenje vzpodbujanja odstrela nutrij in pižmovk na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje.

Vzpodbujanje odstrela	Opis	Strošek
Materialni stroški	sofinanciranje materialnih stroškov odstrela nutrije in pižmovke (10€/nutrijo-pižmovko)	3.000,00 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>	<b>3.000,00 €</b>
	<b>Naslednja leta</b>	<b>3.000,00 €</b>

Dostopne informacije nakazujejo, da je številčnost pižmovk na območju krajinskega parka Ljubljansko barje nizka ter ne povzročajo večjih negativnih vplivov, zato menimo, da smiselno izvajati tarčne ukrepe za nutrijo, ki bodo pižmovko dosegli sekundarno. V okviru spremljanja nutrije naj se (dopolnilno) dolgoročno spremlja tudi relativno pogostost populacije pižmovke, da bi bilo morebitno potrebno ukrepanje ob povečani številčnosti pravočasno. Večjega povečanja številčnosti populacije pižmovke sicer ne pričakujemo.

## **4 - Metodologija ugotavljanja vpliva nutrije in pižmovke na zavarovane rastlinske in živalske vrste ter habitatne tipe za Ljubljansko barje s finančnim vrednotenjem.**

Negativni aspekti pojavljanja nutrij v tujerodnih območjih vključujejo upad pestrosti in strukture mokrišč zaradi herbivorije, izginjanje ogroženih vrst makrofitov zaradi paše, ekonomsko škodo na poljščinah, gospodarsko škodo na hidroregulacijskih strukturah zaradi spodkopavanja, negativen neposredni in posredni vpliv na populacije posameznih živalskih skupin od školjk do ptic in sesalcev. Podobno negativen vpliv na naravna mokrišča ima lahko tudi pižmovka ki, vpliva na lokalno makrofitsko vegetacijo in povzroči veliko fragmentacijo habitata. Pižmovka zlasti predstavlja problem za rastline, katerih združbe so se razvile brez pritiska večjih sladkovodnih herbivorov in zato nanjo niso tako dobro prilagojene. Raziskave vpliva nutrij na domorodne mokriščne ekosisteme navajajo spremembe in celo uničenje mokriščnih habitatov v povezavi s spremembami lokalne flore. Nutrije lahko s svojo aktivnostjo postopno odstranijo nadzemno biomaso in izpostavijo substrat abiotskim dejavnikom, ki otežujejo ponovno rekolonizacijo z rastlinami.

Glede na minimalne gospodarske škode s strani nutrije in nične gospodarske škode zaradi pižmovke v nedavni preteklosti (Lisjak 2019), predlagamo, da se za beleženje škode vzpostavi le komunikacija z lokalnimi lovskimi družinami, oziroma spremlja škode evidentirane v lovsko-indormacijskem sistemu Lisjak.

Predlagamo, da se za spremljanje vpliva nutrije in pižmovke v prvi fazi izvedejo temeljiti pregledi in popisi stanja vegetacije (habitatni tipi in floristični popis) ter posameznih živalskih skupin zlasti skupin z vrstami opredeljenimi kot klasifikacijske vrste Natura 2000 oziroma opredeljene v Habitatni direktivi in bi lahko obravnavani vrsti nanje neposredno ali posredno vplivali. Pri pregledu vrst in skupin je treba pozornost še posebej opredeliti na primarna območjih njunega pojavljanja, torej v in ob vodnih telesih (Poglavje 4). Na tak način se pridobi vpogled v izhodiščno stanje, ki omogoča kasnejše primerjave in je osnova za ocenjevanje vpliva obravnavanih vrst. Kasnejše primerjalne ali tarčno usmerjene študije je smiselno izvajati v petletnih intervalih, zlasti na območjih kjer bi bile v vmesnem obdobju zaznane velike spremembe v številčnosti populacij nutrije ali pižmovke.

### **4.1 Habitatni tipi in rastline (makrofiti)**

Največji neposredni vpliv pričakujemo zlasti na združbe makrofitov. Na podlagi ugotovitev razširjenosti obeh vrst tako predlagamo, da se na območjih kjer se vrsti pojavljata vzpostavi dolgoročno spremljanje sprememb stanja habitatnih tipov, diverzitet in abundance makrofitov ter druge obvodne oziroma močvirske/mokriščne vegetacije s primerjavo med časovnimi sklopi. Naravovarstveni pomen kartiranja habitatnih tipov je zelo pomemben, saj pridobimo informacijo o tem na kolikšni površini in kje znotraj nekega območja se določen habitatni tip pojavlja, kakšna je njegova razdrobljenost in v kakšnem stanju ohranjenosti je. S ponavljajočim kartiranjem območja skozi več let (monitoring) lahko opazujemo sukcesijo, vplive spremenjene rabe in druge naravne procese. Habitatne tipe se kartira v skladu z uveljavljeno tipologijo (npr.: Jogan in sod. 2004), ki temelji na rastlinskih združbah v kombinaciji s strukturnimi elementi (npr. mejice) in rabo tal (npr. njive) ter navodili za njihovo kartiranje (Kačičnik Jančar 2008). Menimo, da je zadostno, če se takšne študije kasneje, na izbranih odsekih popisuje na štiri ali pet let, nato pa se na podlagi preteklih rezultatov naredi primerjava sprememb v kompoziciji vrstne diverzitet in abundance makrofitskih in drugih



naravovarstveno pomembnih rastlinskih vrst (sensu Smirnov in Tretyakov 1998). Pri analizi je treba biti pozoren na prisotnost pižmovke in/ali nutrije ter na morebitne druge dejavnike, ki bi lahko povsem zadovoljivo pojasnili morebitno spremembo tudi ob odsotnosti obeh vrst. Stanje makrofitskih združb na izbranih območjih vodotokov se naj spremlja po kateri izmed uveljavljenih metod (npr. Kohler in Janauer 1995).

**Tabela 8: Finančno vrednotenje popisa habitatnih tipov, rastlinskih vrst oziroma makrofitov za spremljanje vpliva nutrije in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje**

Habitatni tipi/ rastlinstvo	Opis	delo (dni)	Strošek
Ekspertiza s popisom habitatnih tipov, popisom rastlinstva, makrofitskih vrst in dominance najpogostejših makrofitskih vrst	terensko delo 40 dni, analize, poročilo 15 dni	55	19.861,60 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>		<b>19.861,60 €</b>
	<b>Čez pet let</b>		<b>21.928,81 €</b>

Spremljanje vpliva na živalske vrste je tehnično bolj zahtevno, zato predlagamo, da se v prihodnosti osredotoči na živalske skupine, za katere predvidevamo potencialni neposredni oziroma posredni vpliv. Tako kot pri makrofitih, je potrebno preden se morebitne spremembe v populacijah obravnavanih živalskih skupin pripiše nutriji ali pižmovki, oceniti ali so spremembe posledica kakega drugega dejavnika. V nadaljevanju podajamo predlage za izvajanje favnističnih študij za naslednje živalske skupine.

## 4.2 Kačji pastirji

Zaradi raznolikega življenjskega cikla je dejavnikov, ki vplivajo na uspešen razvoj veliko. Ličinke potrebujejo primerne vodne habitate, kjer se lahko prehranjujejo in hkrati skrijejo pred večjimi plenilci (vodne rastline, različni tipi substrata). Za uspešno levitev so potrebne ustrezne strukture na bregu (vodne in obvodne rastline, različni nakloni brega) na katere lahko vplivata tudi nutrija in pižmovka. Med spolnim dozorevanjem se odrasli osebki oddaljijo od vode, takrat potrebujejo raznolike strukture vse od travnikov in grmičevja do gozdnih mejic in gozda. Ob vrnitvi k vodi zopet potrebujejo primerno strukturirano in raznoliko vodno, obvodno in okoliško rastlinje, kjer se zadržujejo med branjenjem teritorija, iskanjem partnerja, hranjenjem, prenočevanjem ali iskanjem zavetja ob neugodnih vremenskih pogojih. Negativni vplivi na katerekoli del v razvoju potrebnih habitatov se poznajo pri uspešnosti razvoja in velikosti populacij. Posledice so zmanjšanje števila osebkov, vse do izumrtja več vrst na določenem območju. Najbolj drastične so posledice ob posegih v vodne habitate, saj je lahko hkrati pobitih tudi več generacij razvijajočih se ličink ter onemogočen nadaljnji razvoj zaradi uničenja razmnoževalnega habitata. Za ugotavljanje potencialnega posrednega vpliva obravnavanih vrst nutrije in pižmovke nanje predlagamo kvalitativni in semikvantitativni popis kačjih pastirjev s skladu z uveljavljeno metodologijo.

Tabela 9: Finančno vrednotenje popisa kačjih pastirjev za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.

Kačji pastirji	Opis	delo (dni)	Strošek
Ekspertiza s kvalitativnim in semikvantitativnim popisom vrst kačjih pastirjev in njihova prostorska distribucija	terensko delo 20 dni, analize, poročilo 15 dni	35	12.639,20 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>		<b>12.639,20 €</b>
	<b>Čez pet let</b>		<b>13.954,70 €</b>

### 4.3 Hrošči

Za favnistično-naravovarstveno analizo je smiselno obravnavati varstveno pomembne vrste, ki so glede na dokumente varstva narave pomembne v nacionalnem (Pravilnik o uvrstitvi ogroženih rastlinskih in živalskih vrst v rdeči seznam – Uradni list RS 82/02, Uredba o zavarovanih prosto živečih živalskih vrstah – Uradni list RS 46/04) ali mednarodnem okviru (Habitatna direktiva).

Za popis in ekološko vrednotenje predlagamo vzorčenje s talnimi pastmi, ki je ena najširše uporabljenih metod za vzorčenje talnih in edafskih hroščev ter drugih členonožcev. V raziskavah hroščev v Sloveniji se metoda vzorčenja s talnimi pastmi uporablja zlasti pri študijah združb krešičev in govnačev, pa tudi za nekatere varstveno pomembne vrste kot sta močvirski krešič (*Carabus variolosus*) in rogač (*Lucanus cervus*).

Tabela 10: Finančno vrednotenje popisa hroščev za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.

Hrošči	Opis	delo (dni)	Strošek
Ekspertiza s kvalitativnim popisom izbranih vrst hroščev in njihova prostorska distribucija	terensko delo 15 dni, analize, poročilo 10 dni	25	9.028,00 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>		<b>9.028,00 €</b>
	<b>Čez pet let</b>		<b>9.967,64 €</b>

### 4.4 Metulji

Zaradi pogosto specifičnih ekoloških zahtev posameznih vrst in povezave s specifičnimi hranilnimi rastlinami (monofagija), je izmed kopenskih nevretenčarjev ta skupina tudi najpogosteje uporabljena za naravovarstveno vrednotenje manjših ali večjih območij. Njene glavne prednosti so: 1 Določljivost: večino vrst metuljev razmeroma preprosto prepoznamo že na terenu, kar omogoča določitev številčnosti posamezne vrste znotraj izbranega območja. 2 Bioindikatorska vrednost: veliko raziskav je potrdilo, da je pestrost metuljev pozitivno korelirana s pestrostjo drugih skupin žuželk in cvetočih rastlin 3 Ogroženost: v povezavi z raziskanostjo skupine sodijo dnevni metulji po številu ogroženih vrst v sam vrh. Trend upadanja populacij in lokalnih izumrtij je prisoten predvsem v srednji Evropi vendar je podobne trende zaznati tudi drugod po Evropi. 4 Odzivnost: metulji se zelo hitro odzovejo na spremembe v rabi habitata oziroma spremembe habitatnih tipov. Za študijo metuljev predlagamo uporabo kvalitativne metode, za varstveno pomembne vrste metuljev pa tudi kvantitativne metode. Kvalitativna metoda je splošna inventarizacija favne dnevnih metuljev pri kateri je pomembno,

da se z vzorčnimi mesti pokrije čim širše območje in večino za dnevne metulje pomembnih habitatnih tipov. Kvantitativno se metulje lahko na primer popisuje na vnaprej določenih transektih po metodi Pollardove hoje (Pollard & Yates 1993).

**Tabela 11: Finančno vrednotenje popisa hroščev za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.**

Metulji	Opis	delo (dni)	Strošek
Ekspertiza s kvalitativnim in kvantitativnim popisom dnevnih vrst metuljev in njihova prostorska distribucija	terensko delo 20 dni, analize, poročilo 15 dni	35	12.639,20 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>		<b>12.639,20 €</b>
	<b>Čez pet let</b>		<b>13.954,70 €</b>

#### 4.5 Ribe, raki in školjke

Zaradi podobnih ekoloških razmer pa tudi metodoloških pristopov pri inventarizaciji obravnavamo ribe višje rake in školjke v skupu skupne študije. Na vrstno sestavo, zastopanost posameznih vrst ter naseljenost rib in potočnih rakov na določenem mestu oziroma rečnem odseku vplivajo številni biotski in abiotski dejavniki. Med obravnavanimi skupinami so zaradi neposrednega prehranjevanja pričakovano najbolj prizadete velike sladkovodne školjke (Unio). Nutrija vpliva na mehkužce preko neposredne konzumacije – v Veliki Britaniji naj bi tako plenila veliko brezzobko (*Anodonta cygnea*). Na populacije školjk, in rib lahko vplivajo tudi pižmovke. Školjke pižmovke izbirajo glede na velikost in vrsto, pa tudi glede na obliko lupine. Posredno s plenjenjem školjk vplivajo tudi na populacije pezdirka (*Rhodeus amarus*), ribje vrste, ki je poznana po tem, da odlaga jajca v sladkovodne školjke. Predlagamo pregled školjk (sensu Govedič, 2017). Predlagamo tudi, da se številčnost in prisotnost sladkovodnih školjk spremlja vzporedno z ugotavljanjem stanja makrofitov na istih odsekih, istočasno pa se na odsekih išče sledove prehranjevanja s školjami (npr. obgrizene lupine). Potočne rake se vzorči po ustaljeni metodi, ki se jo uporablja tudi pri nacionalnem monitoringu potočnih rakov v Sloveniji (Govedič s sod. 2007). Gre za preiskovanje potokov s pregledovanjem kamnov v vodi, pod katerimi se raki skrivajo. Metoda omogoča tudi izračunavanje relativnih abundanc. Za študijo rib predlagamo standardno metodo elektroizlova rib. Metodologija elektroizlova zagotavlja najboljšo informacijo o trenutnem stanju v ribji združbi na določenem odseku vodotoka.

**Tabela 12: Finančno vrednotenje popisa rib, višjih rakov in školjk za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.**

Ribe, raki, školjke	Opis	delo (dni)	Strošek
Ekspertiza s kvalitativnim in semikvantitativnim popisom vrst rib, rakov in školjk ter njihova prostorska distribucija	terensko delo 35 dni, analize, kabinetna obdelava, poročilo 20 dni	55	19.861,60 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>		<b>19.861,60 €</b>
	<b>Čez pet let</b>		<b>21.928,81 €</b>

#### 4.6 Dvoživke

Dvoživke so vse bolj podvržene nizu neposrednih ali posrednih antropogenih motenj, povezanih z urbanizacijo, kemičnim in organskim obremenjevanjem, prometom ter vnosom invazivnih tujerodnih vrst, katerih posledica so predvsem izguba, okrnitev in drobitev primernih življenjskih okolij ter prekinitve selitvenih poti. Dvoživke so pomembna indikatorska skupina ohranjenosti tako kopnih kot sladkovodnih ekosistemov (posreden in neposreden vpliv nutrije in pižmovke), saj glavnino njihove prehrane sestavljajo žuželke in drugi nevretenčarji, same pa so pomemben plen večjim živalim. Za spremljanje vpliva na dvoživke predlagamo terenske raziskave po standardni metodologiji (Heyer s sod. 1994).

**Tabela 13: Finančno vrednotenje popisa dvoživk za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.**

Dvoživke	Opis	delo (dni)	Strošek
Ekspertiza s kvalitativnim in semikvantitativnim popisom dvoživk ter njihova prostorska distribucija	terensko delo 15 dni, analize, poročilo 15 dni	30	10.833,60 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>		<b>10.833,60 €</b>
	<b>Čez pet let</b>		<b>11.961,17 €</b>

#### 4.7 Plazilci

Vsi slovenski plazilci so plenilci in za prehrano lovijo žive živali. Hkrati pa so tudi sami hrana mnogim vretenčarjem (ptiči, sesalci, druge vrste plazilcev) in zato pomemben del ekosistemov. Njihova številčnost je v zadnjih desetletjih drastično upadla. K zmanjševanju številčnosti populacij pomembno prispevata tudi intenzivno poljedelstvo in prekomerna uporaba pesticidov. Plazilci namreč kot plenilci in plen nastopajo v končnem delu prehranjevalne verige.

Močvirska sklednica je edina registrirana vrsta, ki je v Rdečem seznamu plazilcev uvrščena v kategorijo prizadeta vrsta (E). Razširjena je po celotni Sloveniji, vendar lokalno redka. Ogrožajo jo predvsem dejavniki, ki vplivajo na izginjanje življenjskega prostora, ter naseljevanje tujerodnih invazivnih vrst. Močvirska sklednica, zlasti mlajši oziroma manjši osebki bi lahko bili potencialno ranljivi za plenjenje predvsem v času hibernacije. Glede na veliko prekrivanje habitata med nutrijo in močvirsko sklednico, bi lahko ta poleg posrednega vpliva na specifične habitate imela tudi neposredno zaradi svojega oportunističnega prehranjevanja, ki lahko vključuje tudi plenjenje. Za ugotavljanje potencialnega neposrednega in posrednega vpliva nutrije in pižmovke na močvirsko sklednico na območju KPLB predlagamo inventarizacijo razširjenosti močvirske sklednice, ki bo omogočila vpogled v prekrivanje s številčnostjo oziroma pogostostjo obravnavanih vrst ter potencialno spremljanje sprememb ob večjih spremembah njune številčnosti, zlasti na območjih intenzivnega odlavljanja oziroma zmanjšanja številčnosti nutrije.

Tabela 14Tabela 13: Finančno vrednotenje popisa močvirske sklednice za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.

Močvirska sklednica	Opis	delo (dni)	Strošek
Ekspertiza s kvalitativnim in semikvantitativnim popisom močvirske sklednice ter njena prostorska distribucija	terensko delo 15 dni, analize, poročilo 15 dni	30	10.833,60 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>		<b>10.833,60 €</b>
	<b>Čez pet let</b>		<b>11.961,17 €</b>

## 4.8 Ptice

Potencialen vpliv nutrije (deloma tudi pižmovke) preko motenj, ki jih povzročajo v trstiščih je zlasti na talno gnezdeče ptice, vezane na ta specifičen habitat, kot so na primer bobnarica, srpična trstnica in rakar. Poznani so tudi posredni negativni vplivi (npr. čapljica, mali ponirek) z motnjami med gnezditvijo in preko redčenja trstičja. Nutrije lahko tudi neposredno motijo gnezdenje vodnih ptic – kot so liske, zelenonoge tukalice in mlakarice. Gnezda vodnih ptic nutrije izkoriščajo kot prikladno mesto za počitek ali prehranjevanje, pri čemer lahko izvržejo ali zmečkajo odložena jajca. Na območjih primernehabitata za nutrijo tako predlagamo sistematičen popis ptic v gnezditvenem obdobju, v času, ko so na območju že prisotne tudi vrste, ki negnezditveno obdobje preživijo drugje. To je tudi obdobje v letu, ko so ptice na splošno najbolj aktivne in jih je najlažje zaznati. Predlagamo, da se pogostejše vrste (vodnih) ptice popiše tudi semikvantitativno po metodi transekta (Bibby in sod. 1992).

Tabela 15: Finančno vrednotenje popisa ptic za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje.

Ptice	Opis	delo (dni)	Strošek
Ekspertiza s kvalitativnim in semikvantitativnim (pogostejše/vodne vrste) popisom vrst ptic ter njihova prostorska distribucija	terensko delo 20 dni, analize, poročilo 15 dni	35	12.639,20 €
<b>SKUPAJ STROŠEK</b>	<b>Prvo leto</b>		<b>12.639,20 €</b>
	<b>Čez pet let</b>		<b>13.954,70 €</b>

## 5 - Seznam vrst, skupin in habitatnih tipov na katere imata nutrija in pižmovka potencialni vpliv.

### 5.1 Pregled najpomembnejših potencialnih habitatnih tipov pod vplivom nutrije in pižmovke

Kot je predstavljeno v pregledu literature o biologiji in ekologiji nutrije in pižmovke, lahko obe vrsti najdemo predvsem v habitatnih tipih v vodnih in zalednih okoljih. Vpliv nutrije in pižmovke na te habitatne tipe na območju Ljubljanskega barja sicer ni poznan, zato je pred samimi ocenami škodovanja in pred načrtovanjem upravljanja potrebno dodobra ovrednotiti trenutne habitatne tipe, ki bi jih lahko vrsti uporabljali. Habitatne tipe lahko tako razdelimo po dveh kriterijih – (1) območja kjer bi lahko pričakovali predvsem biološki vpliv in (2) območja,

kjer bi lahko pričakovali predvsem gospodarsko oziroma s konflikti s človekom povezano škodo.

Habitatni tipi, kjer bi v prihodnosti lahko pričakovali »biološki« vpliv so območja kjer vrsti premoreta potencial vplivanja na lokalno biodiverzitetu in ekosistemске procese. Primarna območja (Slika H1, rdeče) so vodna telesa in njihove neposredne združbe, torej osnovni habitati obeh vrst (glej npr. Willner in sod. 1980 ter Woods in sod. 1992). Tu lahko pričakujemo največji vpliv nutrije in pižmovke, saj te habitate redko zapuščata, zato jim je pri preverjanju vpliva na ekosisteme Ljubljanskega barja potrebno pripisati prioriteto. Ti habitati sodeč po karti habitatnih tipov iz leta 2003 verjetno vključujejo:

- Potoki s pretežno naravnimi bregovi
- Regulirani potoki
- Reke
- Stalna jezera, ribniki in ostale stoječe vode
- Trstišča in podobne združbe
- Večji kanali na Ljubljanskem barju
- Vegetacija stoječih sladkih voda

Sekundarna območja (Slika H1, oranžno) oziroma habitatni tipi, kjer bi lahko pričakovali vpliv nutrije zaradi mokriščnega terena, vezanosti združbe habitatnega tipa na okoliški vodni sistem ali pa zgolj zaradi prevalece pojavljanja takega habitatnega tipa v bližini preferenčnega habitata obeh vrst. Vpliv na te habitate je verjetno bistveno manjši kot na primarna območja. Habitatni tipi na Ljubljanskem barju, ki so morda sekundarno izpostavljeni vplivu nutrije in pižmovke so:

- Črna jelševja ob tekočih vodah
- Močvirna črna jelševja
- Mokrotni travniki z modro stožko
- Mokrotni travniki z modro stožko in nizkobarjanskimi vrstami
- Naravna in naravnim podobna visoka barja
- Nizka barja s srhkim šašem
- Nizka barja s srhkim šašem zaraščajoča se z jelšami
- Poplavni dobovo-belogabrovi gozdovi
- Poplavni dobovo-belogabrovi gozdovi, mestoma z znatnim deležem črne jelše
- Sestoji visokih šašev
- Srednjeevropska črna jelševja in jesenovja ob tekočih vodah

Poseben poudarek lahko dodamo ostankom barij (Naravna in naravnim podobna visoka barja, Nizka barja s srhkim šašem in Nizka barja s srhkim šašem zaraščajoča se z jelšami)(Slika H1, vijolično). Nutrijina preferenca oziroma izbiranje barjanskih habitatov nista poznana, Artimo (1960) pa za pižmovko navaja, da barij načeloma ne poseljuje – kljub temu pa lahko hitro kolonizira regulacijske kanale vrezane v barje. Zaradi bližine kanalov in drugih vodnih teles za ostanke barij na Ljubljanskem barju tako ne moremo izključiti, da prihaja do vpliva nutrije in pižmovke, dasiravno vsaj slednja tega habitata ne preferira.

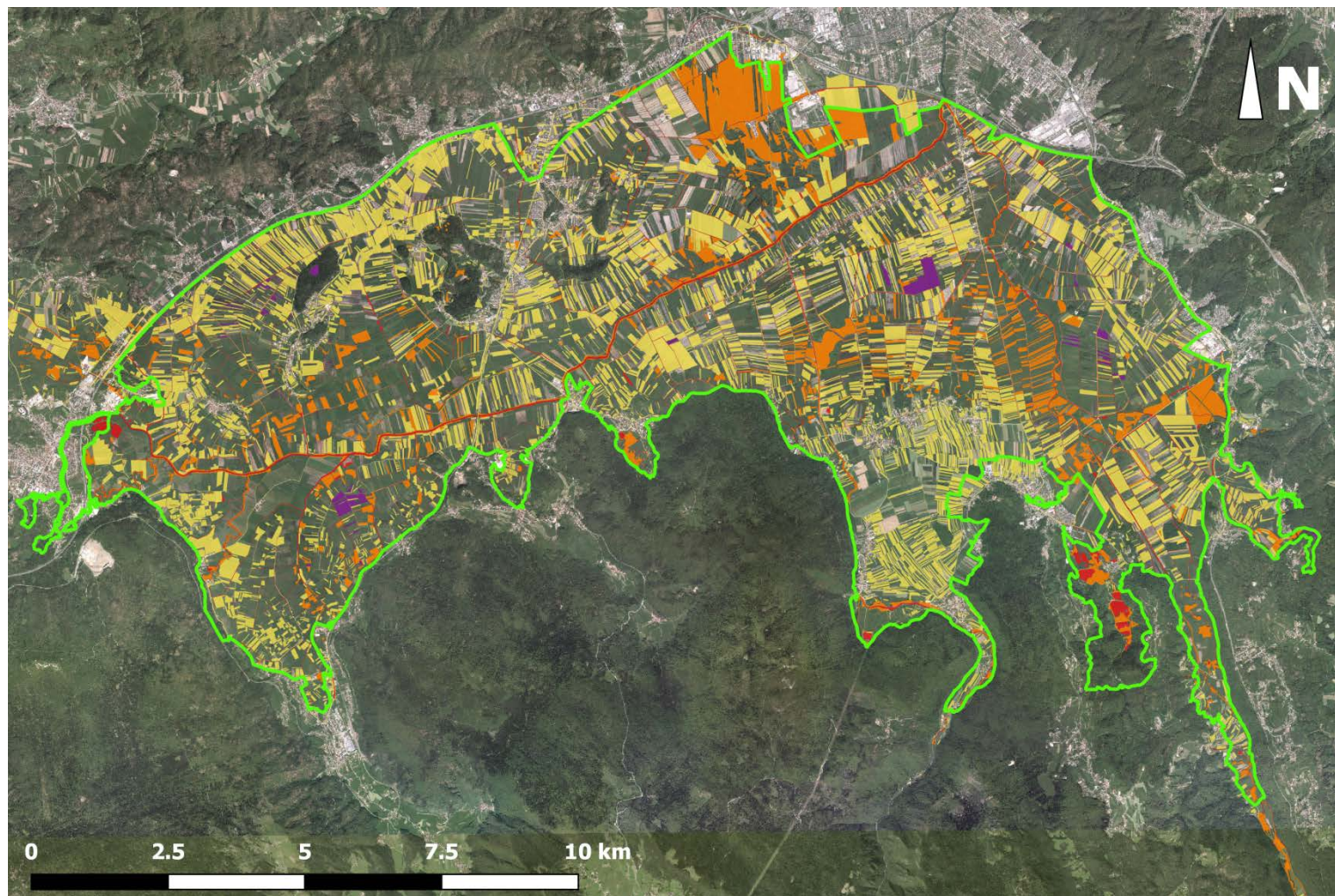
Območja z gospodarsko oziroma s človekom povezano škodo (Slika H1, rumeno) so območja, kjer je naravna vegetacija spremenjena že zaradi človekove dejavnosti, zato tu biološka komponenta vpliva ni tako pomembna. Taka območja imajo neposreden namen bodisi uporabe

za pridelavo hrane (npr. njive) ali pa gre za habitatne tipe, ki vključujejo hidrotehnične posege in druge strukture, na katere lahko vrsti vplivata zlasti s spodkopavanjem. Pri obravnavanju morebitnih vplivov na take strukture je potrebno upoštevati tudi neposredno bližino preferenčnih habitatov. Kot take lahko na Ljubljanskem barju vsaj mestoma navedemo sledeče habitatne tipe

- Ceste in kolovozi
- Nasipi stare železnice, avtoceste in ribnikov
- Nizkodebelni in grmičasti sadovnjaki
- Njive
- Vrtovi
- Železniški nasipi, postaje, premikališča in ostale odprte površine

Na našete in druge habitatne tipe ne smemo pričakovati enakega vpliva – pri nasipih, cestah in železnicah je tako lahko problematično predvsem spodkopavanje, medtem ko lahko v trstiščih in združbah obvodnega rastlinja pričakujemo predvsem vpliv paše in posledično spremembo vegetacije.

Glede na trenutno pogostost obeh vrst predlagamo, da se pri načrtovanju metodologije in spremljanju vpliva upošteva le habitatne tipe, ki smo jih uvrstili v primarna območja. Druga območja (sekundarna in s človekom povezana območja) so poudarjena le za primer, če bi prišlo do bistvenega povečanja vpliva v bližnji ali daljnji prihodnosti. Povečanje vpliva in morebitno izrazito povečanje populacije sicer pričakujemo le za nutrijo, medtem ko menimo, da pižmovka na Barju že v post-invazivni fazi.



Slika 2: Primarni (rdeče) in sekundarni (oranžno) habitatni tipi na Ljubljanskem barju, kjer bi lahko pričakovali biološko aktivnost nutrije in pižmovke. Posebej poudarjeni so ostanki barij (vijolično). Z rumeno so označena tudi območja človeško modificiranih habitatov, kjer bi lahko pričakovali gospodarsko škodo. Obseg »biološkega« vpliva in gospodarske škode je nenapovedljiv brez dejanskih terenskih podatkov in verjetno niha, med drugim tudi glede na odmaknjenost določenega primarnega habitata (vodnega telesa). Zemeljevid je bil izrisan s pomočjo programa QGIS (osnovni ortofotografski sloj ©Geodetska uprava Republike Slovenije, Digitalni ortofoto, stanje 2016).



## 5.2 Pregled vrst pod morebitnim vplivom nutrije in pižmovke

Preko vpliva na habitate lahko tako nutrija kot pižmovka vplivata tudi na vrste, ki v njih živijo, bodisi posredno ali neposredno. Prilagamo tabeli, v katerih so zajete vrste rastlin in živali Evrope, na katere obstaja dokumentiran vpliv, bodisi pozitiven ali negativen. Nutrija in pižmovka načeloma tekmujeta tudi med seboj (npr. Bertolino in sod. 2012). Pri rastlinah smo upoštevali le literaturo, ki navaja interakcije na območju Evrope, čeprav se mnogokateri rodovi naštetih taksonov pojavljajo v prehrani pižmovke in (zlasti nutrije) tudi na območjih drugod po svetu (npr. Guichón in sod. 2003a).

Pojavljanje posameznih organizmov na Ljubljanskem barju v preteklosti smo poskušali ovrednotiti s pomočjo specifičnih virov za posamezne skupine (Kryštufek 1991, Jogan in sod. 2001, Tome in sod. 2005, Gabrovšek in sod. 2007, Hönigsfeld in sod. 2009, Paradiž 2012, Govedič in sod. 2012, Trček 2013, Govedič 2017, Mihelič in sod. 2019). Čeprav so ponekod v navedenih virih uporabljeni sinonimi strokovnih imen obravnavanih rastlin, smo jih v tabeli 1 preuredili sodeč po Mali Flori Slovenije (Martinčič in sod. 2007). Po slednji smo vrste uvrstili tudi v rastlinske družine, te pa so v tabeli urejene po abecednem redu.

Pri pregledu tabel je potrebno upoštevati:

1. V pregledu potencialnih vrst smo navedli organizme, ki se pojavljajo le na območju Slovenije. Vsi organizmi, vključeni v tabele so v korespondenčni literaturi zavedeni kot vrste, na katere imajo nutrije in pižmovke vpliv, oziroma med njimi obstajajo ekološke povezave, bodisi neposredne ali posredne. Pri navajanju rodov je potrebno upoštevati to, da ni nujno, da so bile v raziskavi pod vplivom iste vrste, kot se morda nahajajo na Ljubljanskem barju.
2. Interakcije med vrstama in drugimi navedenimi organizmi so lahko tako pozitivne kot negativne, občasno pa so celo oboje.
3. Zavedeno število taksonov je bistveno nižje kot dejansko število vrst na katere vpliva prisotnost nutrije ali pižmovke. Obe vrsti sta namreč vpeti v svoj ekosistem in lahko imata posledično vpliv na skoraj vsak organizem v njem. Število vrst v tabelah je majhno in izpostavlja le tarčne organizme in najbolj opazne interakcije, navedene v dosedanjih študijah. Poleg tega ne moremo zavreči možnosti, da smo med pregledom raziskav spregledali precejšnje število organizmov, ki se pojavljajo tudi v Sloveniji.
4. Brez dokazov in terenskih raziskav ne moremo trditi, da se katera od naštetih interakcij dejansko pojavlja tudi na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje. Pri branju tabele ne smemo izključiti možnosti, da obstajajo tudi druge interakcije (tudi na območju Ljubljanskega barja) znotraj naštetih taksonov, ki do sedaj še niso bile zabeležene.
5. Literaturni podatki o nahajanju vrst v KPLB so lahko neaktualni za trenutno stanje. Mogoče je, da se določene vrste tam ne pojavljajo več, povsem mogoče pa je tudi, da se nekatere vrste pojavljajo na območju parka pa uradno še niso bile zabeležene ali pa so se tja razširile šele po objavi uporabljenih virov. Prav tako ne moremo izključiti možnosti, da se pojavljajo druge vrste organizmov, za katere interakcije z nutrijo in pižmovko zaenkrat niso poznane.

Tabelo smo tako sestavili z namenom, da bi služila kot morebitno ogrodje spremljanja morebitnega vpliva na specifične vrste glede na dokaze o vplivih iz tujine. Tabela ne odraža stanja na Ljubljanskem barju, ampak samo izpostavlja, katere vrste bi lahko bile zanimive za spremljanje v korelaciji medvrstnih odnosov s pižmovko in nutrijo. Vrste, ki so najbolj

zanimive za študije vpliva in interakcij smo v tabeli označili s krepko pisavo znanstvenega in slovenskega imena.

Tabela 16: Zbir rastlinskih vrst na katere pižmovka in nutrija vplivata bodisi s prehranjevanjem ali uporabo za gradbeni element. (RSS - kategorija ogroženosti po Rdečem seznamu Slovenije (Ur. l. RS 2002)[V – ranljiva vrsta, E – prizadeta vrsta, Ex – izumrla oz. domnevno izumrla vrsta, R – redka vrsta, K – premalo znana vrsta, / - ni uvrščena], VIR – vpliv, interakcija, raba ali pomen obravnavanega taksna za nutrijo (N) ali pižmovko (P) [PR – N/P se prehranjuje s to vrsto, GM – N/P uporablja vrsto za gradbeni material, \* - posredna interakcija]; KPLB – pojavljanje taksona v območju Krajinskega parka Ljubljansko barje v preteklosti sodeč po Jogan in sod. 2001, Govedič in sod. 2012, Paradiž 2012 in Trček 2013).

Družina	Strokovno ime	Slovensko ime	RSS	VIR	KPLB	Literatura
<b>Praprotnice (Pteridophyta)</b>						
Equisetaceae	<i>Equisetum fluviatile</i>	vodna preslica	V	P: PR	da	Artimo 1960, Danell 1979
<b>Semenke (Spermatophyta)</b>						
Alismataceae	<i>Allisma plantago-aquatica</i>	trpotčasti porečnik	/	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	navadna streluša	V	P: PR	da	Artimo 1960
Alliaceae	<i>Allium vienale</i>	vinograjski luk	/	N: PR	ne	Marini in sod. 2013
Apiaceae	<i>Angelica sylvestris</i>	navadni gozdni koren	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Cicuta virosa</i>	velika trobelika	E	N: PR	da	Ellis 1963
Araceae	<i>Acorus calamus</i>	pravi kolmež	/	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Arum italicum</i>	laški kačnik	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Calla palustris</i>	močvirska kačunka	E	P: PR	da	Artimo 1960
Araliaceae	<i>Hedera helix</i>	navadni bršljan	/	N: PR	da	Abbas 1991
Asteraceae	<i>Helianthus tuberosus</i>	laška repa oz. topinambur	/	P: PR	da	Kos in Potočnik 2012
	<i>Xanthium italicum</i>	laški bodič	/	N: PR	ne	Marini in sod. 2013
Betulaceae	<i>Alnus</i> sp.	jelša	/	N: PR	da	Abbas 1991
Brassicaceae	<i>Cardamine pratensis</i>	travniška penuša	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Nasturtium officinale</i>	navadna vodna kreša	/	N: PR	da	Prigioni in sod. 2005
Butomaceae	<i>Butomus umbellatus</i>	kobulasta vodoljuba	V	P: PR	da	Artimo 1960
Callitrichaceae	<i>Callitriche</i> sp.	žabji las	/	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Callitriche stagnalis</i>	širokolistni žabji las	/	N: PR	?	Prigioni in sod. 2005
Caryophyllaceae	<i>Myosoton aquaticum</i>	navadna mokrica	/	N: PR	da	Abbas 1991
Ceratophyllaceae	<i>Ceratophyllum demersum</i>	navadni rogolist	V	N: PR	da	Abbas 1991
Chenopodiaceae	<i>Beta vulgaris</i>	navadna pesa	/	N: PR	ne	Marini in sod. 2013
Cichoriaceae	<i>Sonchus asper</i>	hrapava škrbinka	/	N: PR	da	Marini in sod. 2013
	<i>Sonchus arvensis</i>	njivska škrbinka	/	N: PR	ne	Abbas 1991
	<i>Taraxacum</i> sp.	regrat	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Taraxacum officinale</i>	navadni regrat	/	N: PR	da	Abbas 1991
Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i>	njivski slak	/	N: PR	da	Abbas 1991
Cyperaceae	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	obmorska srpica	V	N: PR	ne	Marini in sod. 2013
	<i>Carex</i> sp.	šaš	/	N: PR P: PR, GM	da	Artimo 1960, Kryštufek 1991, Prigioni in sod. 2005
	<i>Carex acuta</i>	ostri šaš	/	P: PR	da	Smirnov in Tretyakov 1998
	<i>Carex hirta</i>	dlakavi šaš	/	N: PR	da	Marini in sod. 2013
	<i>Carex pseudocyperus</i>	paostrični šaš	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Carex riparia</i>	obrežni šaš	V	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Carex versicaria</i>	mehurjasti šaš	V	P: PR	da	Smirnov in Tretyakov 1998

	<i>Eleocharis palustris</i>	močvirska sita	/	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	jezerski biček	/	P: PR	da	Artimo 1960, Danell 1979
	<i>Scirpus</i> sp.	sitec	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Scirpus sylvaticus</i>	gozdni sitec	/	N: PR	da	Prigioni in sod. 2005
Fabaceae	<i>Robinia pseudoacacia</i>	robinija	/	N: PR	da	Prigioni in sod. 2005
	<i>Trifolium</i> sp.	detelja	/	N: PR	da	Prigioni in sod. 2005
Geraniceae	<i>Erodium malacoides</i>	srčastolistni čapljevec	K	N: PR	ne	Marini in sod. 2013
Haloragaceae	<i>Myriophyllum</i> sp.	rmanec	/	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	klasasti rmanec	V	N: PR	da	Prigioni in sod. 2005
	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	vretenčasti rmanec	V	N: PR	da	Abbas 1991
Hippuridaceae	<i>Hippuris vulgaris</i>	navadna smrečica	V	P: PR	da	Artimo 1960
Hydrocharitaceae	<i>Elodea canadensis</i>	vodna kuga	/	N: PR P: PR	da	Artimo 1960, Prigioni in sod. 2005
	<i>Hydrocharis morus-ranae</i>	žabji šejek	V	N: PR P: PR	da	Artimo 1960, Abbas 1991
	<i>Stratiotes aloides</i>	vodna škarjica	E	P: PR	ne	Artimo 1960
Iridaceae	<i>Iris pseudacorus</i>	vodna pernuika	/	N: PR P: PR	da	Artimo 1960, Prigioni in sod. 2005, Marini in sod. 2013
Juncaceae	<i>Juncus</i> sp.	ločje	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Juncus acutiflorus</i>	ostrocvetno ločje	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Juncus gerardi</i>	Gerardovo ločje	/	N: PR	ne	Marini in sod. 2013
Lamiaceae	<i>Glechoma hederacea</i>	bršljanasta grenkuljica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Lycopus europaeus</i>	navadni regelj	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Prunella vulgaris</i>	navadna črnoglavka	/	N: PR	da	Abbas 1991
Lemnaceae	<i>Lemna</i> sp.	vodna leča	/	N: PR P: PR	da	Artimo 1960, Prigioni in sod. 2005
	<i>Lemna gibba</i>	grbasta vodna leča	V	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Lemna minor</i>	mala vodna leča	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Spirodela</i> sp.	žabja leča	/	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Spirodela polyrhiza</i>	navadna žabja leča	V	N: PR	da	Abbas 1991
Lentibulariaceae	<i>Utricularia</i> sp.	mešinka	/	P: PR	da	Artimo 1960
Malvaceae	<i>Althaea officinalis</i>	navadni slez	/	N: PR	ne	Abbas 1991, Marini in sod. 2013
Menyanthaceae	<i>Menyanthes trifoliata</i>	navadni mrzličnik	V	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Nymphoides peltata</i>	ščitolistna močvirka	V	N: PR	ne	Prigioni in sod. 2005
Nymphaeaceae	<i>Nuphar lutea</i>	rumeni blatnik	V	N: PR P: PR	da	Smirnov in Tretyakov 1998, Prigioni in sod. 2005
	<i>Nymphaea</i> sp.	lokvanj	/	P: PR	da	Artimo 1960
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca americana</i>	navadna barvilnica	/	N: PR	ne	Prigioni in sod. 2005
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>	ozkolistni trpotec	/	N: PR	da	Abbas 1991
Poaceae	?	?	/	N: PR	da	Abbas 1991, Prigioni in sod. 2005
	<i>Agrostis stolonifera</i>	plazeča šopulja	/	N: PR	da	Abbas 1991

	<i>Arrhenatherum elatius</i>	visoka pahovka	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Bromus commutatus</i>	spremenljiva stoklasa	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Cynodon dactylon</i>	prstasti pesjak	/	N: PR	ne	Marini in sod. 2013
	<i>Digitaria sanguinalis</i>	krvavordeča srakonja	/	N: PR	da	Marini in sod. 2013
	<i>Elytrigia repens</i>	plazeča pimica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Festuca sp.</i>	bilnica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Festuca arundinacea</i>	trstikasta bilnica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Festuca pratensis</i>	travniška bilnica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Glyceria fluitans</i>	plavajoča sladika	/	N: PR P: PR	da	Artimo 1960, Abbas 1991
	<i>Glyceria maxima</i>	velika sladika	/	N: PR P: PR	da	Artimo 1960, Abbas 1991, Prigioni in sod. 2005
	<i>Lolium multiflorum</i>	laška ljujka	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Phalaris arundinacea</i>	pisana čužka	/	N: PR P: PR	da	Abbas 1991, Ahlers in sod. 2010
	<b><i>Phragmites australis</i></b>	<b>navadni trst</b>	/	N: PR P: PR, GM	da	Artimo 1960, , Burghause 1988, Abbas 1991, Kryštufek 1991, Reggiani in sod. 1993, Smirnov in Tretyakov 1998, Prigioni in sod. 2005, Marini in sod. 2013, Kos in Potočnik 2012
	<i>Poa annua</i>	enoletna latovka	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Poa pratensis</i>	travniška latovka	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Poa trivialis</i>	navadna latovka	/	N: PR	da	Abbas 1991
PolYGONACEAE	<i>Polygonum sp.</i>	dresen	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Polygonum lapathifolium</i>	ščavjelistna dresen	/	N: PR	da	Marini in sod. 2013
	<b><i>Polygonum amphibium</i></b>	<b>vodna dresen</b>	V	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Rumex sp.</i>	kislica	/	N: PR	da	Abbas 1991, Prigioni in sod. 2005
	<i>Rumex conglomeratus</i>	klobčasta kislica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Rumex crispus</i>	kodrastolistna kislica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Rumex hydrolapathum</i>	konjska kislica	/	N: PR	da	Ellis 1963
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i>	navadni toliščak	/	N: PR	ne	Marini in sod. 2013
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton sp.</i>	dristavec	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Potamogeton gramineus</i>	travnatolistni dristavec	E	P: PR	ne	Artimo 1960
	<b><i>Potamogeton natans</i></b>	<b>plavajoči dristavec</b>	/	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	topolistni dristavec	R	P: PR	ne	Artimo 1960
	<b><i>Potamogeton perfoliatus</i></b>	<b>preraslo listni dristavec</b>	V	P: PR	da	Artimo 1960
	<b><i>Potamogeton praelongus</i></b>	<b>podaljšani dristavec</b>	E	P: PR	da	Artimo 1960
	<b><i>Potamogeton pusillus</i></b>	<b>prtilikavi dristavec</b>	V	P: PR	da	Artimo 1960
Primulaceae	<i>Lysimachia nummularia</i>	okroglostna pijavčnica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Lysimachia thrysisiflora</i>	čopasta pijavčnica	K	P: PR	ne	Artimo 1960
	<i>Lysimachia vulgaris</i>	navadna pijavčnica	/	N: PR	da	Prigioni in sod. 2005

Ranunculaceae	<i>Caltha palustris</i>	navadna kalužnica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Ranunculus</i> sp.	zlatica	/	N: PR	da	Prigioni in sod. 2005
	<i>Ranunculus acris</i>	ripeča zlatica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Ranunculus ficaria</i>	navadna lopatica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<b><i>Ranunculus lingua</i></b>	<b>velika zlatica</b>	V	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Ranunculus repens</i>	plazeča zlatica	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Ranunculus reptans</i>	tankostebelna zlatica	/	P: PR	ne	Artimo 1960
Rosaceae	<i>Crataegus monogyna</i>	enovrati glog	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Filipendula ulmaria</i>	brestovolistni oslad	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Potentilla anserina</i>	gosji petoprstnik	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Potentilla reptans</i>	plazeči petoprstnik	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Prunus spinosa</i>	črni trn	/	N: PR	da	Abbas 1991
	<i>Rubus</i> sp.	robida	/	N: PR	da	Abbas 1991, Prigioni in sod. 2005
Rubiaceae	<i>Galium</i> sp.	lakota	/	N: PR	da	Abbas 1991
Salicaceae	<i>Populus</i> sp.	topol	/	N: PR	da	Abbas 1991, Prigioni in sod. 2005
	<i>Salix</i> sp.	vrba	/	N: PR	da	Prigioni in sod. 2005
Scrophulariaceae	<i>Veronica</i> sp.	jetičnik	/	N: PR	da	Abbas 1991
Sparganiaceae	<i>Sparganium</i> sp.	ježek	/	N: PR	da	Kryštufek 1991
	<i>Sparganium emersum</i>	enostavni ježek	/	P: PR	da	Artimo 1960
	<i>Sparganium erectum</i>	pokončni ježek	/	N: PR	da	Artimo 1960, Abbas 1991
	<b><i>Sparganium natans</i></b>	<b>najmanjši ježek</b>	Ex?	P: PR	da	Artimo 1960
Typhaceae	<b><i>Typha</i> sp.</b>	<b>rogoz</b>	/	N: PR	da	Artimo 1960, Kryštufek 1991, Connors in sod. 2009
	<b><i>Typha latifolia</i></b>	<b>širokolistni rogoz</b>	/	P: PR?	da	Pelikan in sod. 1970
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i>	velika kopriva	/	N: PR	da	Prigioni in sod. 2005
Valerianaceae	<i>Valeriana officinalis</i>	baldrijan	/	N: PR	da	Abbas 1991
Vitaceae	<i>Vitis vinifera</i>	vinska trta	/	N: PR	?	Prigioni in sod. 2005

Tabela 17: Zbir živalskih na katere pižmovka in nutrija vplivata bodisi s prehranjevanjem, kot potencialen plen in preko drugih dejavnosti. (RSS - kategorija ogroženosti po Rdečem seznamu Slovenije (Ur. l. RS 2002)[O – vrsta zunaj nevarnosti, V – ranljiva vrsta, E – prizadeta vrsta, Ex – izumrla/domnevno izumrla vrsta, K – premalo znana vrsta, / - ni uvrščena], VIR – vpliv, interakcija, raba ali pomen obravnavanega taksna za nutrijo (N) ali pižmovko (P) [PR – N/P se prehranjuje s to vrsto, MR – N/P s svojim vplivom moti razmnoževanje te vrste, PL – N/P je plenska vrsta obravnavanega taksona, PPL – N/P je potencialna plenska vrsta, MH – N/P povzročata motnje s spremembami habitata, UZ – obravnavani takson uničuje zatočišča N/P, KO – N/P sta kompetitorici taksona, PKO – N/P sta potencialni kompetitorici \* - posredna interakcija], KPLB – pojavljanje taksona v območju Krajinskega parka Ljubljansko barje v preteklosti sodeč po lastnih opazanjih, Kryštufek 1991, Tome in sod. 2005, Gabrovšek in sod. 2007, Hönigsfeld in sod. 2009, Bertok 2014, Govedič 2017 in Mihelič in sod. 2019).

Deblo	Razred	Red	Družina	Strokovno ime	Slovensko ime	RSS	VIR	KPLB	Literatura
Mollusca	Bivalvia	Myida	Dreissenidae	<i>Dreissena polymorpha</i>	potujoča trikotničarka	/	P: PR	ne	Sietman in sod. 2003
			Unionida	Unionidae	<b><i>Anodonta</i> sp.</b>	<b>brezzobke</b>	/	P: PR	da
					<i>Anodonta cygnea</i>	velika brezzobka	O	N: PR	ne
				<b><i>Unio</i> sp.</b>	<b>škržki</b>	/	P: PR	da	Marcström 1964, Willner in sod. 1980, Danell 1996, Ruys in sod. 2011

Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Rhodeus amarus</i>	pezdirk	E	P: MR*	da	Böhmer in sod. 2000		
		Esociformes	Esocidae	<i>Esox lucius</i>	ščuka	V	N: PL	da	Kryštufek 1996		
Aves	Accipitriformes	Accipitridae		<i>Circus sp.</i>	lunji	/	N: PL P: PL	da	Kryštufek 1991, Kryštufek 1996, Genovesi in Scalera 2008		
				<i>Circus aeruginosus</i>	rjavi lunj	K	N: PL	da	Woods in sod. 1992		
			Anseriformes	Anatidae	<i>Anas platyrhynchos</i>	mlakarica	/	N: MR	da	Angelici in sod. 2011	
			Gruiformes	Rallidae	?	?		N: MH*	da	Marini in sod. 2011	
					<i>Fulica atra</i>	liska	O1	N: MR	da	Bertolino in sod. 2011, Angelici in sod. 2011	
				<i>Gallinula chloropus</i>	zelenonoga tukalica	V1	N: MR	da	Bertolino in sod. 2011, Angelici in sod. 2011		
			Passeriformes	Acrocephalidae	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	rakar	E2	N: MH*	da	Marini in sod. 2011	
					<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	srpična trstnica	E2	N: MH*	da	Marini in sod. 2011	
			Pelecaniformes	Ardeidae	?	?	/	N: PPL	da	Kryštufek 1991, Kryštufek 1996	
					<i>Botaurus stellaris</i>	bobnarica	Ex?	N: MH*	da	Marini in sod. 2011	
					<i>Ixobrychus minutus</i>	čapljica	E2	N: MH*, MR*	da	Prigioni in sod. 2005, Marini in sod. 2011	
			Strigiformes	Strigidae	<i>Strix aluco</i>	lesna sova	O1	N: PL	da	Woods in sod. 1992	
				Tytonidae	<i>Tyto alba</i>	pegasta sova	E2	P: PL	da	Genovesi in Scalera 2008	
			Mammalia	Artiodactyla	Suidae	<i>Sus scrofa</i>	divja svinja	/	P: UZ	da	Skyrienė in Paulauskas 2012
						Carnivora	Canidae	<i>Canis aureus</i>	evrazijski šakal	/	N: PL
<i>Canis lupus</i>	volk	E						N: PL	da	Aliev 1966	
<i>Canis lupus familiaris</i>	pes	/						N: PL P: PL	da	Aliev 1966, Willner in sod. 1980, Kryštufek 1991, Kryštufek 1996, Bertolino in sod. 2012	
<i>Vulpes vulpes</i>	lisica	/						N: PL P: PL	da	Artimo 1960, Kryštufek 1991, Woods in sod. 1992, Danell 1996, Kryštufek 1996, Bertolino in sod. 2012	
	Felidae	<i>Felis catus</i>				domača mačka	/	N: PL	da	Kryštufek 1996	
Mustelidae	<i>Lutra lutra</i>	vidra				V	P: PL	da	Genovesi in Scalera 2008		
	<i>Martes foina</i>	kuna belica				/	N: PL	da	Meyer in sod. 2005		
	<i>Mustela erminea</i>	hermelin				O1	N: PL P: PL	da	Willner in sod. 1980, Kryštufek 1991, Woods in sod. 1992, Kryštufek 1996		
	<i>Mustela putorius</i>	dihur				O1	P: PL	da	Artimo 1960, Willner in sod. 1980		
	<i>Mustela vison</i>	ameriški mink				/	P: PL	ne <sup>2</sup>	Brzeziński in sod. 2010		
	Procyonidae	<i>Procyon lotor</i>				rakun	/	P: PL	ne	Willner in sod. 1980	
Rodentia	Castoridae	<i>Castor fiber</i>				evropski bober	Ex/E	N: PKO P: KO	ne	Ruys in sod. 2011, Skyrienė in Paulauskas 2012	
		Cricetidae				<i>Arvicola amphibius</i>	veliki voluhar	/	P: KO	da	Zejda 1976, Kryštufek 1985, Skyrienė in Paulauskas 2012
		Muridae				<i>Rattus norvegicus</i>	siva podgana	/	P: KO	da	Kryštufek 1985

<sup>2</sup> Nekoč prisoten, a izumrl sodeč po Kryštufek 1991

## **6- Finančno vrednotenje izvedbe popisa ter ugotavljanja vpliva nutrije in pižmovke na zavarovane rastlinske in živalske vrste ter habitatne tipe s predlaganimi metodami.**

Finančno vrednotenje naravovarstvenega upravljanja s populacijama nutrije in pižmovke na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje vključuje tri segmente upravljanja:

- (1) Spremljanje oziroma monitoring populacij nutrije in pižmovke
- (2) Nadzor oziroma zmanjševanje populacij nutrije in pižmovke ter
- (3) Spremljanje vpliva populacij nutrije in pižmovke na habitatne tipe ter zavarovane in ogrožene rastlinske in živalske vrste.

V finančnem vrednotenju smo posebej opredelili začetne materialne stroške s katerimi se v prvem letu nabavi ustrezno opremo za izvajanje posameznih metod monitoringa oziroma nadzorovanja obravnavanih populacij tujerodnih invazivnih vrst. Ti stroški so opredeljeni le v prvem letu izvajanja ukrepov, v naslednjih letih pa je v višini 5-7% začetnih stroškov predvideno nadomeščanje okvarjene, iztrošene oziroma drugače nedostopne začetne opreme. Ločeno so opredeljeni letni stroški za potrošni material (npr. baterije, popisni obrazci), drugi tekoči stroški kot so npr. GSM naročnine in zakup prenosa mobilnih podatkov ter potni stroški.

Delo je opredeljeno v 8 urnih delavnikih, pri čemer je strokovno delo (terensko, analitično) opredeljeno v višini projektne raziskovalne ure kot jo določa ARRS za leto 2019 (37,00€) ter tehnično (terensko) delo opredeljeno v višini (21,88€).

Finančno vrednotenje popisov habitatnih tipov, rastlinskih vrst oziroma posameznih živalskih vrst in skupin za spremljanje vpliva nutrij in pižmovk v Krajinskem parku Ljubljansko barje smo opredelili kot posamezne ekspertize v okviru katerih smo opredelili predvideno efektivno število dni s terenskimi popisi in vzorčenje ter analitično delo ter izdelavo poročil oziroma ekspertiz. Popise za vrednotenje vpliva nutrij in pižmovk smo opredelili v prvem letu, oziroma ob začetku izvajanja naravovarstvenega upravljanja za pridobitev posodobljenega oziroma ničelnega stanja. Ponovitve popisov smo predlagali v petletnih intervalih, finančno vrednotenje smo opredelili le še za naslednje petletno obdobje, pri čemer smo upoštevali 2% letno rast stroškov.

Ob začetku upravljanja, torej v prvem letu, ko bo treba nabaviti tudi vso opremo za izvajanje ukrepov smo skupno višino stroškov ocenili na 247.358,00 € v naslednjih letih so stroški izvajanja upravljanja 86.480,00 € po petih letih, ko se ponovno izvedejo primerjalni popisi spremljanja vplivov nutrije in pižmovke na habitatne tipe, rastlinske in živalske vrste pa je ocenjen strošek 206.091,00 €. Za celotno obdobje šestih let je višina stroškov naravovarstvenega upravljanja populacij nutrije in pižmovke 539.929,70 €



Tabela 17: Povzetek finančnega vrednotenja spremljanja in kontrole populacij nutrije in pižmovke na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje.

**MONITORING POPULACIJ NUTRIJE IN PIŽMOVKE**

Transektna metoda	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	15.200,00 €
	Naslednja leta	15.200,00 €
Fotomonitoring	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	51.430,00 €
	Naslednja leta	19.910,00 €
Habitatni model	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	7.222,00 €
	Naslednja leta	0,00 €
<b>MONITORING SKUPAJ</b>	Prvo leto	73.852,00 €
	Naslednja leta	35.110,00 €

**KONTROLA - ZMANJŠEVANJE POPULACIJ NUTRIJE IN PIŽMOVKE**

Odlov - živolov	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	62.170,00 €
	Naslednja leta	48.370,00 €
Vzpodbujanje odstrela	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	3.000,00 €
	Naslednja leta	3.000,00 €
<b>KONTROLA SKUPAJ</b>	Prvo leto	65.170,00 €
	Naslednja leta	51.370,00 €

Tabela 18: Povzetek finančnega vrednotenja spremljanja vpliva nutrije in pižmovke na habitatne tipe, rastlinske in živalske vrste območju Krajinskega parka Ljubljansko barje ter skupni strošek varstvenega upravljanja.

**SPREMLJANJE VPLIVA NUTRIJE IN PIŽMOVKE NA HABITATNE TIPE, RASTLINSKE IN ŽIV.**

Habitatni tipi/ rastlinstvo	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	19.861,60 €
	Čez pet let	21.928,81 €
Kačji pastirji	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	12.639,20 €
	Čez pet let	13.954,70 €
Hrošči	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	9.028,00 €
	Čez pet let	9.967,64 €
Metulji	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	12.639,20 €
	Čez pet let	13.954,70 €
Ribe, raki, školjke	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	19.861,60 €
	Čez pet let	21.928,81 €
Dvoživke	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	10.833,60 €
	Čez pet let	11.961,17 €
Močvirska sklednica	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	10.833,60 €
	Čez pet let	11.961,17 €
Ptice	Opis	Strošek
SKUPAJ STROŠEK	Prvo leto	12.639,20 €
	Čez pet let	13.954,70 €
STROŠEK SPREMLJANJA VPLIVA	Prvo leto	108.336,00 €
	Čez pet let	119.611,70 €
SKUPAJ STROŠKI UPRAVLJANJA	Prvo leto	247.358,00 €
	letni strošek naslednja 4 leta	86.480,00 €
	Čez pet let	206.091,70 €

## 6-Viri

- Abbas A. (1988): Impact du ragondin (*Myocastor coypus* Molina) sur une culture de maïs (*Zea mays*) dans le marais Poitevin. *Acta Oecol.- Oec. Appl.* 9: 173-189.
- Abbas A. (1991): Feeding strategy of coypu (*Myocastor coypus*) in central western France. *J. Zool., Lond.* 224(3): 385-401.
- Ahlers A. A., Heske E. J., Schooley R. L., Mitchell M. A. (2010): Home ranges and space use of muskrats *Ondatra zibethicus* in restricted linear habitats. *Wildl. Biol.* 16: 400-408.
- Aliev F. F. (1966): Numerical changes and the population structure of the coypu (*Myocastor coypus*, Molina) in different countries. *Saeugetierkd. Mitt.* 15: 238-242.
- Angelici C., Marini F., Battisti C., Betolino S., Capizzi D., Monaco A. (2012): Cumulative Impact of Rats and Coypu on Nesting Waterbirds: First Evidences from a Small Mediterranean Wetland (central Italy). *Vie Milieu* 62(3): 137-141.
- Artimo A. (1960): The dispersal and acclimation of the muskrat, *Ondatra zibethicus* L., in Finland. *Papers on game research.* Finnish Game Foundation, Helsinki. 101 str.
- Aulagnier S., Haffner P., Mitchell-Jones A. J., Moutou F., Zima J. (2009): *Mammals of Europe, North Africa and the Middle East.* Bloomsbury Wildlife, London, Oxford, New York, New Delhi, Sydney. 272 str.
- Baker S. J. (2010): Control and eradication of invasive mammals in Great Britain. *Rev. Sci. Tech.* 29(2): 311-327.
- Baker S. J. (2006): The eradication of coypus (*Myocastor coypus*) from Britain: the elements required for a successful campaign. V: Koike F., Clout M.N., Kawamichi M., De Poorter M., Iwatsuki, K. (ur). *Assessment and Control of Biological Invasion Risks.* Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japan and the World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland, str. 142-147.
- Baker S. J., Clarke C. N. (1988): Cage trapping coypus (*Myocastor coypus*) on baited rafts. *J. Appl. Ecol.*: 41-48.
- Balestrieri A., Zenato M., Fontana E., Vezza P., Remonti L., Caronni F. E., Saino N., Prigioni C. (2016): An indirect method for assessing the abundance of introduced pest *Myocastor coypus* (Rodentia) in agricultural landscapes. *J. Zool.* 298(1): 37-45.
- Barrat J., Richomme C., Moinet M. (2010): The accidental release of exotic species from breeding colonies and zoological collections. *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 29(1): 113-122.
- Battisti C., Marini F., Vignoli L. (2015): A five-year cycle of coypu abundance in a remnant wetland: a case of sink population collapse?. *Hystrix* 26(1): 37-40.
- Bertok M. (2014): Domorodne ribolovne vrste rib Slovenskih celinskih voda. *Zavod za ribištvo Slovenije, Spodnje Gameljne.* 64 str.
- Bertolino S., Angelici C., Monaco E., Monaco A., Capizzi D. (2011): Interactions between coypu (*Myocastor coypus*) and bird nests in three mediterranean wetlands of central Italy. *Hystrix* 22(2): 333-339.
- Bertolino S., Colangelo P., Mori E., Capizzi D. (2015): Good for management, not for conservation: an overview of research, conservation and management of Italian small mammals. *Hystrix* 26(1): 1-11.
- Bertolino S., Genovesi P., 2005: The application of the European strategy on invasive alien species: an example with introduced squirrels. *Hystrix* 16: 59-69.
- Bertolino S., Guichón M. L., Carter J. (2012): *Myocastor coypus* Molina (coypu). V: Francis R. A. (ur). *A handbook of global freshwater invasive species.* Earthscan, Abingdon, str. 357-368.
- Bertolino S., Ingegno B. (2009): Modelling the distribution of an introduced species: the coypu *Myocastor coypus* (Mammalia, Rodentia) in Piedmont region, NW Italy. *Ital. J. Zool.* 76(3): 340-346.
- Bertolino S., Perrone A., Gola L. (2010): Effectiveness of coypu control in small Italian wetland areas. *Wildl. Soc. Bull.* 33(2): 714-720.
- Bertolino S., Viterbi R. (2010): Long-term cost-effectiveness of coypu (*Myocastor coypus*) control in Piedmont (Italy). *Biol. Invasions* 12(8): 2549-2558.
- Bibby CJ, Burgess ND., Hill DA, Mustoe S. 2000: *Bird census techniques,* Academic Press. 302 str.
- Böhmer H. J., Heger T., Trepl L. (2000): Case studies on aliens species according to Decision/Section no. V/8 and V/19 of the 5th meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity: 109-119.
- Bomford M., O'Brien P. (1995): Eradication or control for vertebrate pests?. *Wildl.Soc. Bull.* 23(2): 249-255.
- Borgsteede F. H. M., Tibben J. H., van der Giessen J. W. B. (2003): The musk rat (*Ondatra zibethicus*) as intermediate host of cestodes in the Netherlands. *Vet. Parasitol.* 117(1-2): 29-36.
- Bos D. (2017): Information on measures and related costs in relation to species included on the Union list: *Ondatra zibethicus*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission. 24 str.
- Bos D., Kentie R., La Haye M., Ydenberg R. C. (2019): Evidence for the effectiveness of controlling muskrat (*Ondatra zibethicus* L.) populations by trapping. *Eur. J. Wildl. Res.* 65(3): 45.
- Bos D., Ydenberg R. C. (2011): Evaluation of alternative management strategies of muskrat *Ondatra zibethicus* population control using a population model. *Wildlife Biol.* 17(2): 143-156.

- Boyce M. S. (1978): Climatic variability and body size variation in the muskrats (*Ondatra zibethicus*) of North America. *Oecologia* (Berl.) 36: 1-19.
- Braysher M. L. (1993): *Managing vertebrate pests: principles and strategies*. Australian Government Pub. Service, Canberra. 58 str.
- Brooks R. P. (1985): Microenvironments and activity patterns of burrow-dwelling muskrats (*Ondatra zibethicus*) in rivers. *Acta Zool. Fenn.* 137: 47-49.
- Brzeziński M., Romanowski J., Żmihorski M., Karpowicz K. (2010): Muskrat (*Ondatra zibethicus*) decline after the expansion of American mink (*Neovison vison*) in Poland. *Eur. J. Wildl. Res.* 56(3): 341-348.
- Burghause F. (1988): *Der Bisam – vom Pelztier zum Schädling*. V: *Naturhistorisches Museum Mainz* (ur.), „Einwanderer“ – Zur Geschichte und Biologie eingeschleppter und eingewanderter Arten in Rheinland-Pfalz. I.: Säugetiere. *Naturhistorisches Museum Mainz, Mainz*, str. 27-37.
- Burnam J., Mengak M. T. (2007): Managing wildlife damage: Nutria (*myocastor coypus*). <https://athenaeum.libs.uga.edu/bitstream/handle/10724/31054/WDS%20No%204%20-%20Nutria.pdf?sequence=1> (dostop: 5. 11. 2019).
- Butautytė-Skyrienė G., Paulauskas A., Ulevičius A. (2011): Assessment of invasive muskrat *Ondatra zibethicus* distribution and impacts on ecosystems in Lithuania. *Julius-Kuhn-Archiv* 432: 34-35.
- Caley M. J. (1987): Dispersal and inbreeding avoidance in muskrats. *Animal Behav.* 35(4): 1225-1233.
- Carter J., Lee Foote A., Johnson-Randall A. (1999): Modeling the effects of nutria (*Myocastor coypus*) on wetland loss. *Wetlands* 19(1): 209-219.
- Carter J., Leonard B.P. (2002): A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the coypu (*Myocastor coypus*). *Wildl. Soc. Bull.* 30(1): 162-175.
- Cassola F. (2016): *Ondatra zibethicus*. The IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland. <https://www.iucnredlist.org/species/15324/22344525> (dostop: 2. 11. 2019).
- Clark W. R. (1986): Influence of open season and weather on the harvest of muskrats *Wildl. Soc. Bull.* 14(4): 376-380.
- Cocchi R., Riga F. (2001): Linee guida per il controllo della Nutria (*Myocastor coypus*). *Quad. Cons. Natura*, 5, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica. Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio, Servizio conservazione natura. 41 str.
- Cocchi R., Riga F. (2008): Control of a coypu *Myocastor coypus* population in northern Italy and management implications. *Ital. J. Zool.* 75(1): 37-42.
- Connors L. M., Kiviat E., Groffman P. M., Ostfeld R. S. (2000): Muskrat (*Ondatra zibethicus*) disturbance to vegetation and potential net nitrogen mineralization and nitrification rates in a freshwater tidal marsh. *Am. Midl. Nat.* 143(1): 53-56.
- DAISIE (2009): *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands, Dordrecht. 399 str.
- Danell K. (1977): Short-term plant succession following the colonization of the northern Swedish lake by the muskrat, *Ondatra zibethica*. *J. Appl. Ecol.* 14: 933-947.
- Danell K. (1978): Intra- and interannual changes in habitat selection by the muskrat. *J. Wildl. Manag.* 42: 540-549.
- Danell K. (1979): Reduction of aquatic vegetation following the colonization of the northern Swedish lake by muskrat, *Ondatra zibethica* (L.). *Oecol.* 38: 101-105.
- Danell K. (1996): Introductions of aquatic rodents: lessons of the muskrat *Ondatra zibethicus* invasion. *Wildl. Biol.* 2(3): 213-220.
- Davis R. A., Jenson A. G. (1960): A note on the distribution of the coypu (*Myocastor coypus*) in Great Britain. *J. Animal. Ecol.* 29(2): 397.
- Direktiva Sveta 93/119/ES z dne 22. decembra 1993 o zaščiti živali pri zakolu ali usmrtitvi. (UL L 340, str. 21-34).
- Dolgos A. G., Earls G. A. (1973): Observations on a nutria (*Myocastor coypus*) population in southeastern Oklahoma. *Proc. Okla. Acad. Sci.* 53: 109-110.
- Doncaster C. P., Micol T. (1989): Annual cycle of a coypu (*Myocastor coypus*) population: male and female strategies. *J. Zool., Lond.* 217: 227-240.
- Ecke F., Henry A., Danell K. (2014): Landscape-based prediction of the occurrence of the invasive muskrat (*Ondatra zibethicus*). *Ann. Zool. Fenn.* 51(3): 325-334.
- Ehrlich S. (1966): Ecological aspects of reproduction in nutria *Myocastor coypus* *Mol. Mammalia* 30(1): 145-152.
- Ellis E. A. (1963): Some effects of selective feeding by the coypu (*Myocastor coypus*) on the vegetation of Broadland. *Transactions of the Norfolk and Norwich Naturalists' Society*, 20: 32-35.
- Engemana R. M., Whisson D. A. (2003): A visual method for indexing muskrat populations. *Int. Biodeterior. Biodegradation* 52: 101-106.
- Errington P. L. (1938): Observations on muskrat damage to corn and other crops in central Iowa. *J. Agric. Res.* 57(6): 415-421.

- Errington P. L. (1963): Muskrat populations. The Iowa State University Press, Ames. 665 str.
- Ervin M. D. (2011): Population characteristics and habitat selection of muskrats (*Ondatra zibethicus*) in response to water level management at the Summerberry Marsh Complex, The Pas, Manitoba, Canada. Graduate Theses and Dissertations. 11970: 198 str.
- Evropska unija. (2019): Delovni dokument služb komisije, pregled izvajanja okoljske politike 2019. Poročilo za posamezne države – SLOVENIJA. 35 str.
- FACE. (2014): Best practices guidelines for trapping of mammals in Europe. *Ondatra zibethicus* 2013/2014. FACE. 22 str.
- Feldhamer G. A., Thompson B. C., Chapman J. A. (ur.) (2003): Wild Mammals of North America: Biology, management and conservation. The John Hopkins University Press, Baltimore. 1232 str.
- Gabrovšek K., Jogan Polak L., Šolar Levar A., Tehovnik H., Juran V. (2007): Strokovne podlage za ustanovitev Krajinskega parka Ljubljansko barje. Zavod Republike Slovenije za varstvo narave, Območna enota Ljubljana, Ljubljana. 36 str.
- Genovesi P. (2005): Eradication of invasive alien species in Europe: a review. *Biol. Invasions* 7: 127-133.
- Genovesi P., Bertolino S. (2001): Human dimension aspects in invasive alien species issues: the case of the failure of the grey squirrel eradication project in Italy. V: McNeely J. (ur.). *The greatreshuffling: human dimensions of invasive alien species*. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland, str. 113-119.
- Genovesi P., Scalera R. (2008): *Ondatra zibethicus*. Delivering Alien Invasive Species inventories for Europe (DAISIE). <spletna stran ni več dosegljiva>
- Genovesi Ph D, P. (2001): Guidelines for eradication of terrestrial vertebrates: a European contribution to the invasive alien species issue. . <https://digitalcommons.unl.edu/icwdmother/24> (dostop: 4. 11. 2019)
- Gosling L. M. (1977): Coypu, *Myocastor coypus*. V: Corbet G. B., Southern H. N. (ur.). *The handbook of British mammals*. Blackwell Scientific Publs., Oxford, str. 256-265.
- Gosling L. M. (1979): The twenty-four hour activity cycle of captive coypus (*Myocastor coypus*). *J. Zool., Lond.* 187: 341-367.
- Gosling L. M. (1986): Selective abortion of entire litters in the coypu: adaptive control of offspring production in relation to quality and sex. *Am. Nat.* 127: 772-795.
- Gosling L. M., Baker S. J. (1989): The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biol. J. Linn. Soc.* 38(1): 39-51.
- Gosling L. M., Baker S. J., Clarke C. N. (1988): An attempt to remove coypus (*Myocastor coypus*) from a wetland habitat in East Anglia. *J. Appl. Ecol.* 25(1): 49-62.
- Gosling L. M., Baker S. J., Skinner J. R. (1983): A simulation approach to investigating the response of a coypu population to climatic variation. *EPPO Bulletin* 13: 183-192.
- Gosling L. M., Watt A. D., Baker S. J. (1981): Continuous retrospective census of the East Anglian coypu population between 1970 and 1979. *J. Anim. Ecol.* 50: 885-901.
- Gosling L. M., Wright K. H. M. (1994): Scent marking and resource defence by male coypus (*Myocastor coypus*). *J. Zool., Lond.* 234: 423-436.
- Govedič M. (2017): Velike školjke celinskih voda Slovenije – razširjenost, ekologija, varstvo. Center za kartografijo favne in flore, Miklavž na Dravskem polju. 32 str.
- Govedič M., Lešnik A., Pobjoljšaj K., Presetnik P., Rebeušek F., Šalamun A., Trčak B. (2012): Strokovne podlage za Načrt upravljanja Krajinskega parka Ljubljansko barje. Center za kartografijo favne in flore, Miklavž na Dravskem polju. 91 str.
- Guichón M. L., Benítez V. B., Abba A., Borgnia M., Cassini M. H. (2003a): Foraging behaviour of coypus *Myocastor coypus*: why do coypus consume aquatic plants?. *Acta Oecol.* 24(5-6): 241-246.
- Guichón M. L., Borgnia M., Fernández Righi C., Cassini G. H., Cassini M. H. (2003c): Social behaviour and group formation in the coypu (*Myocastor coypus*) in the Argentinean pampas. *J. Mammal.* 84(1): 254-262.
- Guichón M. L., Cassini M. H. (2005): Population parameters of indigenous populations of *Myocastor coypus*: the effect of hunting pressure. *Acta Theriol.* 50(1): 125-132.
- Guichón M. L., Doncaster C. P., Cassini M. H. (2003b): Population structure of coypus (*Myocastor coypus*) in their region of origin and comparison with introduced populations. *J. Zool., Lond.* 261: 265-272.
- Heyer, W. R., M. A. Donnely, R. W. McDiarmid, L.-A. C. Hayek, and M. Foster. 1994. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibian diversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Hilts D. J., Belitz M. W., Gehring T. M., Pangle K. L., Uzarski D. G. (2019): Climate change and nutria range expansion in the Eastern United States. *J. Wild. Manag.* 83(3): 591-598.
- Hong S., Do Y., Kim J. Y., Kim D. K., Joo G. J. (2015): Distribution, spread and habitat preferences of nutria (*Myocastor coypus*) invading the lower Nakdong River, South Korea. ***Biol. Invasions*** 17(5): 1485-1496.
- Hönigsfeld A. M., Gregorc T., Nekrep I., Mohar P., Torkar G. (2009): Inventarizacija vidre (*Lutra lutra*) in drugih večjih vodnih sesalcev na Ljubljanskem barju in z njim povezanih vodnih ekosistemih. *Lutra*, Inštitut za ohranjanje naravne dediščine, Ljubljana. 68 str.

- IUCN (2017): Information on non-lethal measures to eradicate or manage vertebrates included on the Union list. Technical note prepared by IUCN for the European Commission. (Technical Note on Non-Lethal Measures to Eradicate or Manage vertebrates included on the list of IAS of Union Concern 2017). 85 str. <https://circabc.europa.eu/sd/a/518231a9-abdd-47b1-b455-9d78a7e98f0e/Non-lethal%20measures.pdf> (dostop: 6. 11. 2019)
- Izvedbena uredba Komisije (EU) 2016/1141 z dne 13. julija 2016 o sprejetju seznama invazivnih tujerodnih vrst, ki zadevajo Unijo, v skladu z Uredbo (EU) št. 1143/2014 Evropskega parlamenta in Sveta (UL L 189, 14.07.2016, str. 4-8).
- Jarnevich C. S., Young N. E., Sheffels T. R., Carter J., Sytsma M. D., Talbert C. (2017): Evaluating simplistic methods to understand current distributions and forecast distribution changes under climate change scenarios: an example with coypu (*Myocastor coypus*). *NeoBiota* 32: 107-125.
- Jogan N., Bačič T., Frajman B., Leskovar I., Naglič D., Podobnik A., Rozman B., Strgulc Krajšek S., Trčak B. (2001): Gradivo za Atlas flore Slovenije – Material for the Atlas of Flora of Slovenia. Center za kartografijo favne in flore, Miklavž na Dravskem polju. 443 str.
- Jogan, N., M. Kaligarič, I. Leskovar, A. Seliškar & J. Dobravec/I. Leskovar & J. Dobravec (ured.), 2004. Habitatni tipi Slovenije HTS 2004: tipologija. Ministrstvo za okolje, prostor in energijo, Agencija RS za okolje, Ljubljana. 64 str.
- Kačičnik Jančar, M., 2008. Kartiranje negozdnih habitatnih tipov Slovenije. Navodila za kartiranje negozdnih habitatnih tipov, različica 7. Zavod Republike Slovenije za varstvo narave, Ljubljana. 7 str.
- Kadlec R. H., Pries J., Mustard H. (2007): Muskrats (*Ondatra zibethicus*) in treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 29(2): 143–153.
- Kendrot S. R. (2011): Restoration through eradication: Protecting Chesapeake Bay marshlands from invasive nutria (*Myocastor coypus*). V: Veitch C. R., Clout M. N., Towns D. R. (ur). *Island Invasives: Eradication and Management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives*. IUCN, Gland, Switzerland and The Centre for Biodiversity and Biosecurity (CBB), Auckland, New Zealand, str. 313-319.
- Kim Y. C., Kim A., Lim J., Kim T. S., Park S. G., Kim M., Lee J. H., Lee J. R., Lee D. H. (2019): Distribution and Management of Nutria (*Myocastor coypus*) Populations in South Korea. *Sustainability* 11(15): 1-12.
- Kiviat E. (1978): Vertebrate use of muskrat lodges and burrows. *Estuaries* 1(3): 196-200.
- Kohler A., Jauner G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. V: Steinberg C., Bernhardt H., Klapper H. (ur.): *Handbuch Angewandte Limnologie*. Ecomed Verlag, Landsberg am Lech, str. 3-22.
- Konvencija o biološki raznovrstnosti (UL RS-MP, št. 7/96)
- Kos I., Potočnik H. (2012): Tujerodne vrste sesalcev (Mammalia) v Sloveniji. V: Jogan N., Bačič M., Strgulc Krajšek S. (ur.), *Neobiota Slovenije, končno poročilo projekta*. Oddelek za biologijo BF UL, Ljubljana, str. 253-257.
- Kryštufek B. (1985): Pižmovka. *Lovec* 68(12): 350-352.
- Kryštufek B. (1991): Sesalci Slovenije. *Prirodoslovni muzej Slovenije*, Ljubljana. 294 str.
- Kryštufek B. (1996): Nutrija v Sloveniji. *Lovec* 79(4): 150-152.
- Kryštufek B. (2003): Strokovno izhodišče za vzpostavljanje omrežij NATURA 2000 - Bober (*Castor fiber*). Končno poročilo. *Prirodoslovni muzej Slovenije*, Ljubljana. 78 str.
- Lisjak (2019): Lovsko informacijski sistem Lisjak. *Lovska zveza Slovenije*, Ljubljana. <https://lisjak.lovska-zveza.si/> (dostop: 6. 11. 2019)
- LZS (2019): Lovne dobe. *Lovska zveza Slovenije*, Ljubljana. [http://www.lovska-zveza.si/lzs/prostozivece\\_zivali/lovne\\_dobe](http://www.lovska-zveza.si/lzs/prostozivece_zivali/lovne_dobe) (dostop: 1. 11. 2019)
- MacArthur R. A. (1980): Daily and seasonal activity patterns of the muskrat *Ondatra zibethicus* as revealed by radiotelemetry. *Ecography* 3(1): 437-409.
- Marcström V. (1964): The muskrat *Ondatra zibethicus* L. in northern Sweden. *Viltrevy* 2: 329–407.
- Marinelli L., Messier F. (1993): Space use and the social system of muskrats. *Can. J. Zool.* 71(5): 869-875.
- Marini F., Ceccobelli S., Battisti C. (2011): Coypu (*Myocastor coypus*) in a Mediterranean remnant wetland: a pilot study of a yearly cycle with management implications. *Wetlands Ecol Manag* 19: 159–164.
- Marini F., Gabrielli E., Montaudo L., Vecchi M., Santoro R., Battisti C., Carpaneto G. M. (2013): Diet of coypu (*Myocastor coypus*) in a mediterranean coastal wetland: a possible impact on threatened rushbeds?. *Vie Milieu* 63(2): 97-103.
- Martinčič A., Wraber T., Jogan N., Podobnik A., Turk B., Vreš B., Ravnik V., Frajman B., Strgulc Krajšek S., Trčak B., Bačič T., Fischer M. A., Eler K., Surina B. (2007): *Mala flora Slovenije: Ključ za določanje praprotnic in semenk*, Četrta, dopolnjena in spremenjena izdaja. Tehniška založba Slovenije, Ljubljana. 967 str.
- Martino P., Sassaroli J. C., Calvo J., Zapata J., Gimeno E. (2008): A mortality survey of free range nutria (*Myocastor coypus*). *Eur. J. Wildl. Res.* 54(2): 293-297.

- Maselj B. (2014): Bodo uvožene vodne podgane preplavile Slovenijo? Delo, Ljubljana. <https://www.delo.si/druzba/panorama/bodo-uvozene-vodne-podgane-preplavile-slovenijo.html> (dostop: 31. 10. 2019)
- Mathy A., Hanosset R., Adant S., Losson B. (2009): The carriage of larval *Echinococcus multilocularis* and other cestodes by the musk rat (*Ondatra zibethicus*) along the Ourthe river and its tributaries (Belgium). *J. Wildl. Dis.* 45(2): 279-287.
- Mazaubert E. (2016): Coypu Controlling populations of harmful aquatic rodents ( coypu and muskrats ) in the Loire-Atlantique department. Groupe de travail national invasions biologiques en milieux aquatiques. <http://www.gt-ibma.eu/wp-content/uploads/2016/10/Myocastorcoypus2.pdf> (dostop 4. 11. 2019).
- Ménard A., L'Hostis M., Leray G., Marchandeu S., Pascal M., Roudot N., Michel V., Chauvin A. (2000): Inventory of wild rodents and lagomorphs as natural hosts of *Fasciola hepatica* on a farm located in a humid area in Loire Atlantique (France). *Parasite* 7: 77-82.
- Meyer J., Klemann N., Halle S. (2005): Diurnal activity patterns of coypu in an urban habitat. *Acta Theriol. (Warsz.)* 50(2): 207-211.
- Mihelič T., Kmecl P., Denac K., Koce U., Vrezec A., Denac D. (2019): Atlas ptic Slovenije – Popis gnezdilk 2002-2017. Društvo za opazovanje in proučevanje ptic Slovenije, Ljubljana. 603 str.
- Mukwada G., Manatsa D. (2017): *Acacia mearnsii* management in a South African National Parks: SWOT analysis using hot topics in biological invasion as a guide. *J MT SCI-ENGL* 14(1): 205-218.
- Nardoni S., Angelici M. C., Mugnaini L., Mancianti F. (2011): Prevalence of *Toxoplasma gondii* infection in *Myocastor coypus* in a protected Italian wetland. *Parasites Vectors* 4, članek št. 240.
- Nolfo-Clements L. E (2009): Nutria survivorship, movement patterns, and home ranges. *Southeast. Nat.* 8(3): 399-410.
- Ojeda R., Bidau C., Emmons L. (2017\*): *Myocastor coypus* (s popravki\*). The IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland. <https://www.iucnredlist.org/species/14085/121734257> (dostop 30. 10. 2019)
- Owen C. T., McGregor M. A., Cobbs G. A., Alexander (jr.) J. E. (2010): Muskrat predation on a diverse unionid mussel community: impacts of prey species composition, size and shape. *Freshw. Biol.* 56(3): 554-564.
- Pankakoski E. (1983): Morphological variation and population structure of Finnish muskrats, *Ondatra zibethica* (L.). *Ann. Zool. Fenn.* 20(3): 207-222.
- Panzacchi M., Cocchi R., Genovesi P., Bertolino S. (2007): Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. *Wildlife Biol.* 13(2): 159-172.
- Paradiž J. (2012): Tujerodne rastlinske vrste In ugotavljanje območja njihove razširjenosti V Krajinskem parku Ljubljansko barje. Končno poročilo o rezultatih preiskovanja invazivne kanadske zlate rozge, japonskega dresnika in žlezave nedotike v vzhodnem delu Krajinskega parka Ljubljansko barje. Javni zavod Krajinski park Ljubljansko barje, Notranje Gorice. 21 str.
- Pelikan J., Svoboda J., Kvet J. (1970): On some relations between the production of *Typha latifolia* and a muskrat population. *Zool. Listy* 19: 303-320.
- Pepper M. A., Herrmann V., Hines J. E., Nichols J. D., Kendrot S. R. (2017): Evaluation of nutria (*Myocastor coypus*) detection methods in Maryland, USA. **Biol. Invasions** 19(3): 831-841.
- Pollock J. F. (2006): Detecting population declines over large areas with presence-absence, time-to-encounter, and count survey methods. *Conserv. Biol.* 20: 882–892.
- Pravilnik o uvrstitvi ogroženih rastlinskih in živalskih vrst v rdeči seznam (Uradni list RS, št. 82/2002 in 42/2010)
- Prigioni C., Balestrieri A., Remonti L. (2005): Food habits of the coypu, *Myocastor coypus*, and its impact on aquatic vegetation in a freshwater habitat of NW Italy. *Folia Zool.* 54(3): 269-277.
- Proulx G., McDonnell J. A., Gilbert F. F. (1987): The effect of water level fluctuations on muskrat, *Ondatra zibethicus*, predation by mink, *Mustela vison*. *Can. Field-Nat.* 101: 89-92.
- Reggiani G., Boitani L., D'Antoni S., De Stefano R. (1993): Biology and control of the coypu in the Mediterranean area. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* XXI: 67-100.
- Reggiani G., Boitani L., Stefano R. (1995): Population dynamics and regulation in the coypu *Myocastor coypus* in central Italy. *Ecography* 18(2): 138-146.
- Reinhardt F., Herle M., Bastiansen F., Streit B. (2003): Economic impact of the spread of alien species in Germany. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin. 229 str.
- Reyns N., Casaer J., De Smet L., Devos K., Huysentruyt F., Robertson P. A., Verbeke T., Adriaens T. (2018): Cost-benefit analysis for invasive species control: the case of greater Canada goose *Branta canadensis* in Flanders (northern Belgium). *PeerJ* 6: e4283-e4283.
- Robert H., Lafontaine R. M., Beudels J. M., Delsinne T., Baiwy E. (2013): Risk analysis of the Coypu *Myocastor coypus* (Molina, 1792). Risk analysis report of non-native organisms in Belgium.
- Robertson P. A., Adriaens T., Lambin X., Mill A., Roy S., Shuttleworth C. M., Sutton-Croft M. (2017): The large-scale removal of mammalian invasive alien species in Northern Europe. **Pest Manag. Sci.** 73(2): 273-279.

- Roy S., Smith G. C., Russell J. C. (2009): The eradication of invasive mammal species: can adaptive resource management fill the gaps in our knowledge?. *Human-Wildlife Conflicts* 3(1): 30-40.
- Ruys T., Lorgelec O., Marre A., Bernez I. (2011): River management and habitat characteristics of three sympatric aquatic rodents: common muskrat, coypu and European beaver. *Eur. J. Wildl. Res.* 57: 851-864.
- Sietman B. E., Dunn H. L., Tucker J. K., Kelner D. E. (2003): Muskrat (*Ondatra zibethicus*) predation on zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) attached to unionid bivalves. *J. Freshw. Ecol.* 18(1): 25-32.
- Skyrienė G., Paulauskas A. (2012): Distribution of invasive muskrats (*Ondatra zibethicus*) and impact on ecosystem. *Ekologija* 58(3): 357-367.
- Smirnov V. V., Tretyakov K. (1998): Changes in aquatic plant communities on the island of Valaam due to invasion by the muskrat *Ondatra zibethicus* L. (Rodentia, Mammalia). *Biodivers. Conserv.* 7(5): 673-690.
- Smith G. C., Henderson I. S., Robertson P. A. (2005): A model of ruddy duck (*Oxyura jamaicensis*) eradication for the United Kingdom. *J. Appl. Ecol.* 42: 546-555.
- Smolik H.-W. (1967): *Živalski svet. Državna založba Slovenije, Ljubljana.* 769 str.
- Sofia G., Masin R., Tarolli P. (2017): Prospects for crowdsourced information on the geomorphic 'engineering' by the invasive Coypu (*Myocastor coypus*). *Earth Surf. Process. Landf.* 42(2): 365-377.
- Steppan S. J., Adkins R. M., Anderson J. (2004): Phylogeny and divergence-date estimates of rapid radiations in muroid rodents based on multiple nuclear genes. *Syst. Biol.* 53(4): 533-553.
- Tome D., Sovinc A., Trontelj P. (2005): *Ptice Ljubljanskega barja. Društvo za opazovanje in proučevanje ptic Slovenije, Ljubljana.* 417 str.
- Trček S. (2013): *Makrofiti reke Ljubljanice. Diplomsko delo. Univerza v Ljubljani, Pedagoška fakulteta, Ljubljana.* 25 str.
- Triplet P. (2009): *Ondatra zibethicus* CABI. *Invasive Species Compendium. Alien Species Factsheet.* <https://www.cabi.org/isc/datasheet/71816> (dostop 5.11.2019)
- U.S. Fish and Wildlife Service. (2016): Chesapeake Bay eradication project: Nutria (*Myocastor coypus*). <https://www.fws.gov/chesapeakeanutriaproject/> (dostop: 4. 11. 2019).
- Uredba (EU) št. 1143/2014 Evropskega parlamenta in Sveta z dne 22. oktobra 2014 o preprečevanju in obvladovanju vnosa in širjenja invazivnih tujerodnih vrst (UL L 317, 04.11.2014, str. 35-55)
- Uredba o določitvi divjadi in lovnih dob (UL RS, št. 101/2004 in 81/2014)
- Uredba Sveta (EGS) št. 3254/91 z dne 4. novembra 1991 o prepovedi uporabe stopalk v Skupnosti in vnosa v Skupnost kozuhov in izdelanega blaga iz nekaterih prosto živečih živalskih vrst, ki izvirajo iz držav, kjer jih lovijo s stopalkami ali z načini lova s pastmi, ki ne izpolnjujejo mednarodnih standardov humanega lova s pastmi (UL L 308, 09.11.1991, str. 1-4).
- Vahlenkamp M., Müller T., Tackmann K., Löschner U., Schmitz H., Schreiber M. (1998): The muskrat (*Ondatra zibethicus*) as a new reservoir for puumala-like hantavirus strains in Europe. *Virus Res.* 57(2): 139-150.
- van Loon E. E., Bos D., van Hellenberg Hubar C. J., Ydenberg R. C. (2017): A historical perspective on the effects of trapping and controlling the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in the Netherlands. ***Pest Manag. Sci.*** 73(2): 305-312.
- Vein J., Leblond A., Belli P., Kodjo A., Berny P. J. (2014): The role of the coypu (*Myocastor coypus*), an invasive aquatic rodent species, in the epidemiological cycle of leptospirosis: a study in two wetlands in the East of France. *Eur. J. Wildl. Res.* 60(1): 125-133.
- Verbeylen G. (2002): Coypus (*Myocastor coypus*) in Flanders: how urgent is their control? *Lutra* 45: 83-96.
- Wainscott V. J., Bartley C., Kangas P. (1990): Effect of muskrat mounds on microbial density on plant litter. *Am. Midl. Nat.* 123: 399-401.
- Walther B., Lehmann M., Fuelling O., Jacob J., Esther A. (2011): Approaches to deal with the coypu (*Myocastor coypus*) in urban areas - an example of practice in southern Brandenburg, Germany. *Julius-Kühn-Archiv* 432: 36-37.
- Warren C. R. (2007): Perspectives on the alien-versus-native-species debate: a critique of concepts, language and practice. *Prog. Hum. Geogr.* 31(4): 427-446.
- Waterkeyn A., Pineau O., Grillas P., Brendonck L. (2010): Invertebrate dispersal by aquatic mammals: a case study with nutria *Myocastor coypus* (Rodentia, Mammalia) in Southern France. *Hydrobiologia* 654: 267-271.
- Willner G. R., Chapman J. A., Pursley D. (1979): Reproduction, physiological responses, food habits and abundance of nutria on Maryland marshes. *Wildl. Monogr.* 65: 1-43.
- Willner G. R., Dixon K. R., Chapman J. A. (1983): Age determination and mortality of the Nutria (*Myocastor coypus*) in Maryland, USA. *Z. Säugetierkd.* 48: 19-34.
- Willner G. R., Feldhamer G. A., Zucker E. E., Chapman J. A. (1980): *Ondatra zibethicus*. *Mamm. Species* 141: 1-8.
- Witmer G. W., Burke P. W., Jojola S., Nolte D. L. (2008): A live trap model and field trial of a nutria (Rodentia) multiple capture trap. *Mammalia* 72: 352-354.
- Wittenberg R., Cock M. J. (ur.). (2001): *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices.* CAB International, Wallingford, Oxon, UK. 228 str.



- Woods C. A., Contreras L., Willner-Chapman G., Whidden H. P. (1992): *Myocastor coypus*. Mamm. Species 398: 1-8.
- Zejda J. (1976): On the interaction between the water vole (*Arvicola terrestris*) and the muskrat (*Ondatra zibethicus*) in habitat selection. Zoologické Listy 25: 229–238.