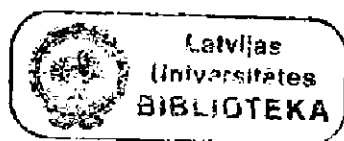


Latvijas Universitāte

**Ūdrs *Lutra lutra* (L., 1758) saldūdeņu un to  
piekrastes ekosistēmās Latvijā**

Jānis Ozoliņš

Promocijas darbs  
bioloģijas doktora zinātniskā grāda iegūšanai



Zinātniskais vadītājs:  
Dr. hab. biol. Mārtiņš Balodis

Rīga 1999

## Saturs

|  |        |
|--|--------|
| Ievads .....   | 5 lpp. |
| Kopsavilkums .....   | 7      |
| Summary .....  | 12     |
| Резюме .....   | 17     |
| Pateicības .....   | 22     |
| 1. Ūdru populācijas stāvoklis Latvijā .....  | 23     |
| 1.1. Ievads .....  | 23     |
| 1.2. Materiāls un metodes .....  | 23     |
| 1.2.1. Metožu izvēles pamatojums .....   | 23     |
| 1.2.2. Darbības pēdu uzskaites laiks un vietas .....                               | 28     |
| 1.2.3. Uzskaites datu analīze .....  | 30     |
| 1.2.4. Dati par bojā gājušajiem un nomedītajiem ūdriem .....                       | 31     |
| 1.3. Rezultāti .....   | 32     |
| 1.3.1. Izplatība .....   | 32     |
| 1.3.2. Relatīvais apdzīvotības blīvums upēs .....                                  | 33     |
| 1.3.3. Medību rezultāti .....  | 36     |
| 1.3.4. Populācijas dzimuma un vecuma struktūra un reproduktīvais raksturojums .... | 38     |
| 1.4. Diskusija .....   | 41     |
| 1.4.1. Ūdru izplatība Latvijā un to noteicošie apstākļi .....                      | 41     |
| 1.4.2. Relatīvais apdzīvotības blīvums .....                                       | 42     |
| 1.4.3. Populācijas struktūra un reproduktīvie rādītāji .....                       | 43     |
| 1.4.4. Ūdru skaita vērtējums .....   | 46     |
| 1.5. Secinājumi .....  | 47     |
| 2. Latvijas ūdru populācijas morfometriskā analīze .....                           | 48     |
| 2.1. Ievads .....  | 48     |
| 2.2. Materiāls un metodes .....  | 48     |
| 2.3. Rezultāti .....   | 52     |

|  |    |
|--|----|
| 2.4. Diskusija .....   | 55 |
| 2.4.1. Populācijas morfometriskā identitāte .....  | 55 |
| 2.4.2. Hipotēze par vides trofiskās ietilpības sasniegšanu .....   | 55 |
| 2.4.3. Hipotēze par populācijas morfometrisko struktūru kā seksuālās uzvedības ietekmes sekām uz populācijas teritoriālo struktūru ..... | 56 |
| 2.4.4. Uzskaites iespējas pēc pēdu nospiedumiem .....  | 57 |
| 2.5. Secinājumi .....  | 59 |
| <br>   |    |
| 3. Barošanās ekoloģija .....   | 60 |
| 3.1. Ievads .....  | 60 |
| 3.2. Materiāli un metodes .....  | 60 |
| 3.2.1. Pētījumu vieta un laiks .....   | 60 |
| 3.2.2. Ekskrementu analīze .....   | 61 |
| 3.2.2.1. Ievākšana .....   | 61 |
| 3.2.2.2. Analīzes procedūra .....  | 62 |
| 3.2.2.3. Barības atlieku noteikšana .....  | 62 |
| 3.2.2.4. Barības sastāva kvantitatīva novērtēšana.....   | 63 |
| 3.2.3. Kuņģu satura analīze .....  | 64 |
| 3.2.4. Elektrozveja .....  | 64 |
| 3.3. Rezultāti .....   | 64 |
| 3.3.1. Barībā lietotās sugas un upuru izmēri (nozīmīguma secībā) .....   | 64 |
| 3.3.1.1. Zivis .....   | 64 |
| 3.3.1.2. Nēģi .....  | 67 |
| 3.3.1.3. Abinieki .....  | 67 |
| 3.3.1.4. Kukaiņi .....   | 67 |
| 3.3.1.5. Vēžveidīgie .....   | 68 |
| 3.3.1.6. Zīdītāji .....  | 69 |
| 3.3.1.7. Putni .....   | 69 |
| 3.3.1.8. Gliemji .....   | 69 |
| 3.3.1.9. Augi .....  | 69 |
| 3.3.1.10. Rāpuļi un citi reti barības objekti .....  | 70 |

|  |     |
|--|-----|
| 3.3.2. Barošanās dažādu tipu ūdenstilpēs .....                               | 70  |
| 3.3.3. Barošanās sezonālitate .....  | 73  |
| 3.3.4. Barošanās atkarība no zivju biomasas upēs .....                       | 76  |
| 3.3.5. Ūdru kuņģu satura analīzes .....                                      | 78  |
| 3.4. Diskusija .....   | 79  |
| 3.5. Secinājumi .....  | 90  |
| <br>   |     |
| 4. Piesārņojuma ietekme uz ūdru populāciju .....                             | 91  |
| 4.1. Ievads .....  | 91  |
| 4.2. Problēmas apskats .....   | 91  |
| 4.2.1. Ūdriem bīstamo piesārņojuma veidu vispārīgs apskats .....             | 91  |
| 4.2.2. Polihlorbifenili (PCB) .....  | 93  |
| 4.3. Materiāls un metodes .....  | 94  |
| 4.4. Rezultāti .....   | 96  |
| 4.5. Diskusija .....   | 99  |
| 4.6. Secinājumi .....  | 102 |
| <br>   |     |
| 5. Ūdru populācijas helmintofauna .....                                      | 103 |
| 5.1. Ievads .....  | 103 |
| 5.2. Materiāls un metodes .....  | 103 |
| 5.3. Rezultāti .....   | 104 |
| 5.4. Diskusija .....   | 106 |
| 5.5. Secinājumi .....  | 107 |
| <br>   |     |
| Literatūras saraksts .....   | 109 |
| <br>   |     |
| Pielikums .....  | 124 |
| 1. pielikums: Ūdru barības sastāvs .....                                     | 125 |
| 2. pielikums: Zivis un abinieki ūdru barībā dažādos Eirāzijas reģionos ..... | 126 |
| 3. pielikums: Ķermeņa un galvaskausa izmēri 1.-3. tab. ....                  | 127 |
| 4. pielikums: Ūdru helmintofauna .....                                       | 130 |

## Ievads

Neraugoties uz svarīgām funkcijām ekosistēmās un lielo praktisko nozīmi, plēsēji (Mammalia, Carnívora) Latvijā ir viena no mazpētītākajām dzīvo organismu grupām. Mūsdienīgu izpratne par ekosistēmām (Begon et al.1996) un saimnieciskās attīstības līmenis ļauj raudzīties uz savvaļas plēsējiem ne vairs kā nevēlamiem cilvēka konkurentiem, bet gan kā uz indikatoraugām, kuru eksistenci traucējošie faktori var kļūt bīstami ekosistēmām kopumā un apdraudēt arī cilvēku tālāko labklājību. Šāda izpratne ļauj noformulēt vairākus cilvēka un plēsīgo zīdītāju savstarpējās attiecības raksturojošus postulātus.

- Ekosistēmu producenti evolūcijas gaitā ir pielāgoti konkrētu autohtonu konsumentu ietekmei. Šīs attiecības parasti gan kvalitatīvi, gan kvantitatīvi atšķiras no ekosistēmai sākotnēji neraksturīgu konsumentu, tajā skaitā arī cilvēka ietekmes.
- Plēsēji ieņem augstāko stāvokli trofiskajā piramīdā, un vidē esošās kaitīgās vielas, arī slimību izraisītāji organismi un parazīti, kuru uzkrāšanās vai attīstības cikli organismos aizsākas producentu vai zemāko konsumentu līmenī, plēsēju organismā nonāk palielinātā koncentrācijā. Analogiskā stāvoklī atrodas arī cilvēks.
- Plēsēju eksistencei nepieciešama salīdzinoši liela individuālā vai radniecīgo grupu teritorija, kas ir pietiekami nodrošināta ar vajadzīgajiem resursiem, kā arī jāpastāv saiknei starp kaimiņu teritorijām, kuras dabiskos apstākļos parasti pārsedzas. Vidēju un lielu izmēru plēsējiem ir salīdzinoši ilgs mūža garums (Schmidt-Nielsen 1984 citēts pēc Шмидт-Нильсен 1987), un tie reaģē uz pakāpeniskiem procesiem vidē vienas vai nedaudzu paaudžu laikā. Šo iemeslu dēļ plēsēju statuss ir labs vides pārmaiņu indikators.
- Kompromisa meklējumi plēsēju saglabāšanas politikā ir sarežģītāki nekā gadījumos ar daudzām citām sugām. Cilvēku ekstensīvas saimniecības apstākļos (piemēram, medības vai zveja dabiskā vai maz pārveidotā ainavā) plēsēji ir cilvēka konkurenti, bet intensīvā saimniecībā (piemēram, lopkopība vai dīķsaimniecība) vienmēr pastāv plēsēju radīta zaudējumu iespēja.

No minētā izriet, ka vismaz viens no sekmīgas vides aizsardzības un nenoplicinošas dzīvās dabas resursu izmantošanas priekšnosacījumiem ir zināšanas

par interesējošās ekosistēmas autohtonajiem plēsējiem. Latvijas ūdeņu un to krasta joslu ekosistēmu trofiskās piramīdas virsotnes konsuments ir Eirāzijas ūdrs *Lutra lutra*.

**Pētījuma mērķis** ir sagatavot vispusīgu ūdru ekoloģiskās nišas raksturojumu Latvijas apstākļos, kas dotu pamatinformāciju gan sugas, gan minētās ekosistēmas apsaimniekošanas un saglabāšanas plāniem. Šī mērķa īstenošanai veikti sekojoši galvenie **uzdevumi**:

- noskaidrots populācijas pašreizējais stāvoklis;
- dots populācijas oriģināls morfometriskais raksturojums;
- veikts ūdru biotopu piesārņojuma un barības bāzes vērtējums;
- analizēta barošanās specifika un barošanās apstākļu atbilstība populācijas saglabāšanas vajadzībām;
- noskaidrota parazitoloģiskā situācija populācijā.

Izstrādāti arī vairāki ieteikumi iegūtās informācijas turpmākai papildināšanai un pielietošanai sugas un saldūdens piekrastes joslu ekosistēmu aizsardzībā.

# Kopsavilkums

## *Galvenie rezultāti un diskusija*

Šajā gadsimtā Eirāzijas ūdru populācijas stāvoklis lielākajā Eiropas daļā krasi mainījies. No intensīvi medīta kažokzvēra gadsimta sākumā tas kļuvis par apdraudētu un aizsargājamu sugu pēdējos 20-30 gados. Par galvenajiem iemesliem tiek uzskatīti tieša iznīcināšana, piemērotu biotopu – ar barību un slēptuvēm nodrošinātu ūdenstilpju – izzušana un vides piesārņojums. Publicētie materiāli liecina, ka līdz 2. Pasaules karam ūdru skaita dinamika Latvijā neatšķīrās no šī procesa Viduseiropā. Populācija bija kļuvusi skaitliski neliela, teritoriāli sadrumstalota un, domājams, tika pārmērīgi ekspluatēta. Pēc kara ūdru skaits strauji pieaudzis. Atkārtota skaita samazināšanās Latvijā reģistrēta sešdesmito gadu beigās un septiņdesmito gadu sākumā. Viduseiropā un Rietumeiropā šajā laikā notika katastrofāli strauja ūdru izzušana, kuru daudzi pētnieki saista ar ievērojama daudzuma hlororganisko savienojumu (PCB un DDT) emisiju vidē.

Ūdru atgriešanos Viduseiropas desmit gadu un ilgāk pamestajos biotopos sāk novērot tikai pēdējā laikā, un tas ir intensīva izpētes un vides aizsardzības darba panākums. Latvijā atšķirībā no rietumvalstīm jau astoņdesmitajos gados ūdri bija sastopami visā teritorijā un salīdzinoši lielā skaitā. 1986. gadā uzsāktajos pētījumos pēc 102 upju, 162 ezeru un 83 meža nosusināšanas sistēmās bebru radītu dīķu, kā arī jūras piekrastes pārbaudes secināts, ka suga izplatīta visā Latvijā. Apdzīvotības blīvums dažādās upēs ir ļoti atšķirīgs, taču nav konstatēta būtiska relatīvā blīvuma atšķirība, grupējot uzskaites rezultātus nosacīti lielajās un mazajās upēs. Tomēr darbības pēdu uzskaitē Gaujā liecina, ka dotajā gadījumā augštece bijusi blīvāk apdzīvota nekā lejtece, bet ūdru uzturēšanās Daugavā izrādījusies saistīta ar pieteku izvietojumu.

Attiecība starp dzimumiem Latvijas ūdru populācijā ir tuva 1:1, kas sugai uzskatāma par raksturīgu. Pieaugušie dzīvnieki veido 54%, 1-2 gadus veci – 20%, bet mazuļi līdz gada vecumam – 26% no populācijas. Kādā Gaujas posmā ar labvēlīgiem eksistences apstākļiem, bet īpaši augstu mirstības līmeni sakarā ar intensīvām bebru medībām konstatēts lielāks mazuļu īpatsvars (35%) nekā Latvijas upēs vidēji. Tas liecina, ka arī lokāli ekspluatēta populācija līdz šim veiksmīgi spēj paaugstināto mirstību kompensēt. Kopumā ūdriem raksturīga lēna populācijas atjaunošanās, kas saistīta ar

nelielo dzimstību un mazuļu ilgo atkarību no mātes. Arī mūsu rezultāti liecina, ka gada laikā vidēji vairošanās procesā piedalās tikai 38% pieaugušo mātišu. Vairošanās sezona nav stingri noteikta, un mazuļu dzimšana Latvijā iespējama no februāra līdz oktobrim. Lielākā daļa mazuļu piedzimst vasaras mēnešos. Vidējais metiena lielums ir  $2.69 \pm 0.26$  ( $n=13$ ). Tā kā materiāls ievākts tajās vietās, kur notikušas bebru medības ar lamatu ikgadēju uzstādīšanu, iespējams, ka kopējie reproduktīvie rādītāji Latvijas populācijai ir nedaudz zemāki un mūsu rezultātu ietekmējis dzimstības pieaugums paaugstinātas mirstības ietekmē.

Ņemot vērā minētos datus par populācijas struktūru, kā arī informāciju par vides resursiem un struktūru, aprēķināts, ka valsts teritorijā dzīvo apmēram 4 tūkstoši ūdru. Nozīmīgākais mirstības cēlonis ir legālās bebru medības ar lamatām, taču tā kā ikgadējie zudumi līdz šim kopsummā nav pārsnieguši 10-15%, tad kopējais ūdru skaits Latvijā saglabājies stabils kopš astoņdesmito gadu vidus. To apstiprina arī izplatības aina un relatīvā apdzīvotības blīvuma noturība, kas konstatēta atkārtotās uzskaitēs.

Barošanās specifiku raksturo neparasti lielais patērēto abinieku un kukaiņu īpatsvars, kas norāda uz galvenā barības objekta – zivju aizstāšanu līdz šim Eiropā nekur neregistrētā mērogā. Savstarpēji salīdzinot sezonas un biotopus, redzams, ka samazinoties zivju patēriņam, palielinās kukaiņu patēriņš, turpretī abinieku sastopamības biežums ekskrementos ar pārējo barības objektu īpatsvaru racionā nav saistīts. Lai gan jādodomā, ka šo fenomenu radījis dotajam ūdru populācijas blīvumam nepietiekams zivju daudzums, tomēr nav atrasta izteikta saistība starp zivju biomasu tekošajos ūdeņos un to sastopamības relatīvo biežumu ūdru ekskrementos. Apvienojot barības objektus grupās pēc to atrašanās vietas biotopā un ieguves veida, konstatēts, ka laikā no novembra līdz aprīlim ūdri vairāk barojas ar bentosa organismiem (~60%), tajā skaitā ar mazkustīgām zivīm un ūdenī ziemojošām vardēm. Pārējos mēnešos, bet jo īpaši no jūnija līdz augustam, ievērojamu vietu ūdru racionā ieņem sauszemes un amfībiski dzīvojošie organismi (35-45%). Šie fakti liecina, ka gada laikā ūdriem iespējami divi nelabvēlīgi periodi barības ieguvē. Viens no tiem var veidoties ziemas beigās un agrā pavasarī, kad, pirmkārt, izēšanas rezultātā var izsīkt pieejamie barības krājumi ūdenī, otrkārt, palu ietekmē atlikušie barības objekti izretinās telpā un kļūst grūtāk atrodamī. Šajā laikā, īpaši ziemas beigās, arī piekrastes zona ir nabadzīga ar alternatīviem barības resursiem. Otrs



periods, kaut arī mazāk nelabvēlīgs, var veidoties vasaras vidū, īpaši stipri aizaugušos un izžuvušos ūdeņos, kad ūdri ievērojamu daļu barības iegūst piekrastes zonā un barības meklējumos ir spiesti biežāk atstāt ūdeni. Barošanās ar sauszemes dzīvniekiem neatbilst ūdru evolūcijas gaitā iegūtajai specializācijai, savukārt pašus ūdru uz sauszemes var apdraudēt lielle plēsēji un antropogēnas dabas faktori (suņi, transports u. c.). Abu periodu raksturojums liecina, ka pašreizējais populācijas stāvoklis lielā mērā ir atkarīgs tieši no piekrastes joslu īpašībām. Lai nodrošinātu esošās ūdru populācijas barošanos, šai zonai jābūt dzīvniekiem pieejamai līdzšinējā platumā un pēc iespējas netraucētai.

Optimālākie barošanās apstākļi konstatēti novembrī, kad ārpus ūdens ūdri iegūst ne vairāk par 5% barības. Novērojumi par vairošanās sezonu rāda, ka šajā laikā vēl tiek zīdīti un apmācīti patstāvīgai dzīvei arī liela daļa mazuļu populācijā. Taču arī šajā periodā krastu josla nav uzskatāma par nenozīmīgu, jo liels īpatsvars (vismaz 30%) ūdenī iegūtās barības ir abinieki, kas devušies ziemot upēs un grāvjos no tuvākās apkārtnes.

Kaut arī izteiktās sezonālās izmaiņas un reģionāli specifiskais ūdru barības sastāvs (zems zivju īpatsvars) liecina par samērā saspringtām plēsēju – upuru populāciju attiecībām saldūdens un piekrastes ekosistēmās, ūdru populācijas morfometriskā analīze neliecina par barības trūkumu. Kopumā populācijai raksturīgi sugai līdz šim zināmie vidējie ķermeņa izmēri un apmierinoša ķermeņa kondīcija. Pieaugušu tēviņu kondīcija gan ir vidēji zemāka nekā mātīšu, taču to var radīt arī atšķirīgais dzīvesveids. Vidējās un lielās upēs, kas uzskatāmas par zivīm bagātākiem biotopiem, noķertie pieaugušie tēviņi izmēros vidēji pārsniedz mazajās ūdenstecēs noķertos, taču, tā kā to ķermeņa kondīcija ir sliktāka, tad jādomā, ka izmēru atšķirībai nav sakara ar barošanās apstākļiem. Arī salīdzinot populācijas dzimuma un vecuma grupu struktūru starp lielajām un mazajām ūdenstecēm, būtiskas atšķirības, kas varētu nozīmēt priekšrocības barības ieguvē, nepastāv. Drīzāk konstatētā parādība ir populācijas teritoriālā pārstrukturēšanās, kuras rezultātā lielākie un fiziski spēcīgākie īpatņi iespējams tādejādi nodrošina sev vairāk pēcnācēju, jo lielākās upēs pastāv lielāka iespēja sastapt vairāk mātīšu. Šo hipotēzi ieteicams pārbaudīt ar papildus pētījumiem, iezīmējot dzīvniekus ar raidītājiem.

Viens no iemesliem, kādēļ Latvijas ūdru populācija izrādījusies izteikti dzīvotspējīga, ir ūdriem bīstamo hlorganisko savienojumu zemā koncentrācija vidē. Pārbaudot PCB un DDT līmeni 8 ūdros un to galvenajos barības objektos, konstatēts, ka

šo vielu koncentrācija ir ievērojami zemāka nekā tajos Eiropas reģionos, kur suga kļuvusi apdraudēta. Tomēr pasaules zinātnieku darbi liecina, ka piesārņojuma trūkums nav vienīgā un, iespējams, arī galvenā garantija ūdru sekmīgai izdzīvošanai. Zemais toksisko vielu līmenis Latvijā gan kalpo kā nozīmīgs faktu materiāls piesārņojuma problēmas analīzei globālā mērogā, taču tas nenodrošinās populācijas vietējā statusa saglabāšanos, ja tiks pārsniegta pieļaujamā mirstības robeža bebru lamatās vai samazināsies piekrastes joslu bioloģiskā ietilpība.

Neskatoties uz augstākā līmeņa konsumenta statusu ekosistēmas trofiskajā tīklā, ūdriem konstatēts salīdzinoši maz parazītisko helmintu. Pārbaudot 13 dažādu dzimumu un vecumu dzīvniekus no 3 upju baseiniem, atrastas 8 sugas. Divas sugas drīzāk bijušas ūdru apēsto barības objektu parazīti, un pašus ūdru invadēt nespēj. Ūdru parazītiem pieskaitāma 1 trematožu un 5 nematožu sugas. Rezultātā pārstāvēts 13% no Eirāzijas ūdriem vispār zināmajām helmintu sugām (47). Izmeklētajos paraugos maksimālā aplipšanas intensitāte bija 33 helminti, bet kopējā ekstensitāte – 31%. Atrastie parazīti nav ietekmējuši pārbaudīto dzīvnieku ķermeņa kondīciju vai radījuši redzamas patoloģiskas izmaiņas invadētajos orgānos. Helmintoloģiskā situācija Latvijā ūdru populāciju būtiski nevar ietekmēt.

Jāsecina, ka veikto pētījumu periodā ūdru populācija Latvijā netiek apdraudēta, taču pastāv vairāki sākumā minēti ekoloģiskas dabas parametri, kas tai ir specifiski un atšķirīgi no līdz šim pētītajiem areāla rajoniem. Turpmākajā sugas un tās apdzīvotās vides apsaimniekošanā šīs īpatnības jāievēro, un pētījumos jāiekļauj šo specifisko procesu monitorings.

#### *Galvenie secinājumi*

- Pēdējos 10-15 gadus Latviju apdzīvo spēcīga, pašatjaunoties spējīga ūdru populācija, kas izplatīta visā teritorijā un kuras īpatņu skaits novērtēts ap 4000.
- Populācijas demogrāfisko struktūru raksturo aptuveni vienāds tēviņu un mātīšu skaits visās vecuma grupās, 26% mazuļu, 20% nepieaugušu 1-2 gadus vecu un 54% pieaugušu dzīvnieku. Vienlaicīgi vairošanās pazīmes konstatētas tikai 38% pieaugušo mātīšu, vidējais metiens –  $2.69 \pm 0.26$
- Lielākie ūdru tēviņi biežāk uzturas Latvijas lielākajās upēs. Tā kā to ķermeņa kondīcija ir sliktāka nekā salīdzinoši mazākajās upēs dzīvojošajiem tēviņiem, tad šo

parādību nevar saistīt ar barošanās apstākļiem. Domājams, ka lielākie indivīdi, izspiežot mazākos, aktīvāk izmanto lielās ūdenstece, lai satiktu pēc iespējas vairāk pārošanās gatavībā esošas mātītes.

- Ūdri Latvijā kopumā ēd mazāk zivju nekā pārējā izpētītajā areāla daļā. Relatīvi augsto populācijas blīvumu tie uztur, pateicoties abinieku un sauszemes dzīvnieku resursiem.
- Visoptimālākie barošanās apstākļi konstatēti novembrī. Tas sakrīt ar vairošanās fenoloģiju, jo vairums mazuļu dzimst vasaras mēnešos, un rudenī populācijai nepieciešami vislielākie barības resursi.
- Populācijas saglabāšanā Latvijā izšķiroša loma ir visa veida ūdenstilpju krasta joslai kā nozīmīgam barošanās biotopam.
- PCB un DDT koncentrācija Latvijas ūdros un to barībā ir ievērojami zemāka nekā tajās valstīs, kur suga tikusi apdraudēta.
- Latvijas ūdru parazītu faunā konstatētas 6 helmintu sugas. Pēc parazitoloģijā pieņemtajiem aplipšanas ekstensitātes un intensitātes rādītājiem, kā arī invadēto orgānu stāvokļa un saimnieka ķermeņa kondīcijas populācija ir vāji invadēta un no parazītiem necieš.

# **Eurasian otter *Lutra lutra* (L.,1758) in the freshwater and riparian ecosystems in Latvia**

## Summary

### *Main results and discussion*

The status of the otter has changed drastically during the last century. In the beginning of the century, the otter has been regarded as a fur bearing mammal and persecuted often both by hunters and fish farmers throughout Europe. Twenty - thirty years ago, it became a threatened species in the major part of the European distribution range. Decline was caused by direct killing, destruction of habitats which are water bodies sufficiently rich in food and bank vegetation as well as by toxic pollution. Published data are available confirming that before the World War II the trends in population dynamics of otters in Latvia were similar to those in Central Europe. Already in the first half of this century, population decreased significantly both in numbers and range mainly due to the obvious over-hunting. However in Latvia, population increased fast again after World War II. Repeated decrease of otter population in Latvia has been recorded in the late sixties and early seventies. In Central and Western Europe, population diminished disastrously all this time. According to the opinion of several researchers, the huge emission of organochlorines in the environment, particularly PCB and DDT, seems to be largely responsible for this process.

Recovery of the otter population in some western areas abandoned for decades started just recently and this can be regarded as an achievement in species research and conservation. Contrary to the Western Europe, the population in Latvia was thriving already in eighties. Surveys of 102 rivers, 162 lakes, 83 beaver ponds on the forest drainage ditches as well as of river estuaries along the sea coast showed that otters are distributed throughout the country. Relative abundance of otters studied during ice-less period in rivers appeared to be various, however, no statistically significant differences were found preliminary dividing the streams in large and small ones according their width. Surveying the main streams of Latvia, we estimated that the head-waters of the River Gauja were more densely inhabited than the lower reaches but activity signs along the River Daugava were concentrated near the inlets of tributaries.

The sex ratio in the otter population of Latvia is 1:1 which can be regarded as a typical state for the species. Adults (2 y of age and older) make 54% of population, 20% are yearlings (from 1 y of age to over 1 but under 2 y) and 26% are in the first year of life. In a certain section of Gauja River, described as a very good habitat but a place where the trapping of beavers was yearly carried out, the share of cub otters was bigger reaching 35% of population. An interpretation of this phenomena would be a response of population reproduction to increased mortality. On average, the otter population in Latvia as well as this species in general has a comparatively low reproduction capacity. We found out that only 38% of adult females hold actual evidences of breeding within a year. Breeding season can not be strictly predicted. Breeding has been registered according to various signs from February till October, however, majority of occurrences applied to summer. The average number of offspring is  $2.69 \pm 0.26$  ( $n=13$ ). Since we have studied the reproduction in otters by analyses of samples from harvested sub-populations, the mean reproduction indices in Latvia are thought to be slightly lower due to the more stable population structure in other untouched sub-populations.

Taking into account the present structure both of otter population and suitable habitats, it was calculated that on average 4000 otters inhabited Latvia. The yearly killing rate of otters by beaver trappers does not exceed 10-15% of this number and currently is thought to be at a sustainable level.

A peculiarity of otter foraging in Latvia is an extraordinary large share of amphibians and insects in the diet indicating an example of comprehensive substitution of the main otter prey - fish. Relating occurrence of taken food to seasons and habitats, the share of fish decreased when insects increased, however, this was not a case with amphibians (mainly *Rana temporaria* and *R. arvalis*) which did not correlate with any food category. Although the substitution phenomena seems to be caused by the lack of main prey category (fish), we were not successful testing the correlation between standing stock of fish in some Latvia's rivers and occurrence of fish remains in otter spraint. Dividing the prey species according to their microhabitat and the presumed way of their catching or gathering by otters, it was found that bottom dwelling animals including sedentary and hibernating fish and frogs made the main share (ca 60%) in the diet from November till March. Terrestrial and semi-aquatic animals are of high importance (35-45% of diet) in the rest of year.

particularly from June till August. It means that two less favourable periods in foraging could arise during a year. The first one might be connected with the decline of food resources in late winter - early spring as well as with dispersal of the left prey organisms in the flood waters. Another unfavourable period, however, less dangerous due to the more favourable temperature of the environment and higher diversity of prey can arise in the middle of summer when in some years many water bodies are dried up or overgrown. Our dietary studies confirm that in this season otters most often feed on terrestrial animals. This seems to be contrary to evolutionary imprinted feeding specialisation of otters and can cause extra mortality by human factors (dogs, traffic etc.) and large predators because of more often otter removal from water edge. Both mentioned less favourable periods emphasise importance of riparian habitats. Just sufficiently wide and natural terrestrial belt along banks provide various food for otters hence they can survive while aquatic prey is lacking. Otters have the best feeding conditions in November when not more than 5% of identified prey have been caught on the bank. Reproduction phenology is supporting also this finding since lactating females and small cubs have been caught in beaver traps in October - November. Furthermore, the riparian belt does not lose its role in late autumn because a significant share in otter diet still remains frogs (above 30%) which conglomerate themselves in the streams from wide surroundings for hibernating.

Although the mentioned peculiarities in the diet might be an evidence of rather strained relationships between otters and their prey populations probably leading to the shortage of food, we did not find any data confirming insufficient body condition in measured animals. Adult males were worse in body condition than females but this could be caused by different behaviour. The males from big and medium-sized rivers are larger than those from small tributaries in the same river basin. At the same time, male otters caught in small streams are of slightly better body condition hence these habitats rather are not worse in food resources. Comparing the sex and age structure in otters from comparatively large and small rivers, we also did not find any significant difference giving proof about probably different feeding conditions. However, we can not exclude that males in big magistral rivers have more chance to meet a female ready for mating and it might be a reason why larger males prefer those habitats beating out smaller specimens. This presumption has to be proofed solely by radio-tracking of several individuals.

A reason for successful recovery of otter population in Latvia can be the low concentration of toxic pollution in the environment particularly PCB and DDT causing reproductive disorders in western populations. Examining the PCB and DDT concentrations in the muscle of 8 otters as well as in main prey species of otters in Latvia, we found very low pollution level in comparison to the regions where otters were threatened. Consequently, this study supports the hypothesis about PCB as one of the most important agents causing the decline of otter population in Europe. However, taking into account that some otter populations in Western Europe are thriving in spite of high pollution level, one can not put all conservation problems on pollution. Under conditions of Latvia, attention should be more focused on the maintenance of riparian belts and more soft methods of beaver control.

Contrary to its position in food webs, otters are not heavy infected by parasitic helminths. A total of 13 otters of various sex and age classes from three river basins are examined and 8 parasitic helminth species found. Two helminth species seems to be rather transit parasites consumed with food. One species belongs to Trematodes, five species to Nematodes, thus 13% of all recorded otter helminths (47) are contained. The intensity of infection is up to 33 helminths per one individual. Infection prevalence is 31%. Symptoms leading to weakness of hosts or to damages of internal organs were not found. Parasitic helminths in general seem to be not of big importance in otters on all three, individual, population and inter-specific levels.

In conclusion, it should be emphasised that present anthropogenic impact in Latvia was not recently considered as a threat to otter population. However, several peculiarities in species ecology exist being different from other populations in Europe including the nearest countries. These processes need a careful monitoring and consideration in management plans.

#### *Main conclusions*

- A viable and stable otter population inhabits Latvia within last 10-15 years. Otters are widespread throughout the country and their population size is approximately 4000 individuals.
- The main demographic indices of population structure are estimated as follows: almost equal ratio of males and females in all age groups, 26% cub otters, 20% subadult otters (1<2 y of age) and 54% adult animals. Only 38% of adult females have actual breeding evidences. The average size of offspring is  $2.69 \pm 0.26$ .

- Larger male otters reside in comparatively larger rivers more often. Since their average body condition index is lower than that of smaller male otters more occurring in smaller rivers, this phenomena does not seem to be connected with feeding conditions. It is suggested that larger males due to their mating activity probably compete out smaller ones visiting main streams with an aim to search for females ready to copulate.
- Otters in Latvia currently eat less fish than in other distribution range studied for the diet. The comparatively dense population is supported by alternative food – abundant amphibians and terrestrial animals.
- Otters have the best feeding conditions in November. It fits in well with our records on breeding phenology in population. Most of the births occur in summer, hence in autumn it is the highest density of predatory living individuals which needs the richest food supply.
- The riparian belt in Latvia is a habitat of particular importance for otters as a feeding place.
- The concentration of PCB and DDT in otters and their main prey in Latvia is considerably lower than in European regions with threatened populations.
- Six helminth species were discovered investigating otters. According to indices used in parasitological studies like infection prevalence, intensity of infection as well as the state of infected organs and body condition of the host, the population is not heavily infected or threatened by parasites.



# **Речная выдра *Lutra lutra* (L., 1758) в пресноводных и береговых экосистемах Латвии**

Резюме

## *Основные результаты и дискуссия*

В течении последнего столетия статус речной выдры на большей части Европы резко изменился. Из ценного и интенсивно добываемого пушного зверя в начале века она стала редким видом, находящимся под серьёзной угрозой исчезновения в течении последних 20-30 лет. Главными причинами депрессии популяций выдры являются добыча её человеком и другие антропогенные факторы смертности, сокращение оптимальных местообитаний (водоёмов с благоприятными кормовыми и защитными условиями) и химическое загрязнение. Как свидетельствуют опубликованные результаты, до Второй мировой войны динамика численности выдр в Латвии не отличалась от таковой в центральной Европе. Перед войной популяция выдры стала малочисленной с разреженной пространственной структурой, вероятно, по причине перепромысла, тогда как после войны её численность в Латвии значительно возрасла. Повторное снижение численности выдры на территории Латвии отмечено в конце шестидесятых - начале семидесятых годов. Одновременно в центральной и западной Европе также происходит катастрофическое сокращение распространения, которое многие исследователи связывают с большим выбросом токсичных хлорорганических соединений, в основном ПХБ и ДДТ.

Частичное восстановление ареала выдры в западных странах, нарушенного несколько десятилетий назад, происходит только в последние годы, что можно считать успехом исследовательских и природоохранных усилий. В Латвии выдра была многочисленна и широко распространена уже в восьмидесятые годы. В этот период обследование 102 рек, 162 озёр, 83 бобровых прудов на осушительных каналах лесной мелиорации, а также морского побережья показало, что выдра заселяет всю территорию Латвии. Относительное обилие в конкретных реках в тёплый сезон отличается, однако, условно разделяя реки по средней ширине, нет достоверных различий между более крупными и малыми водотоками. Данные

полученные на реке Гауя свидетельствуют, что выдры плотнее заселяют верхнее течение, чем нижнее, а на реке Даугава они в основном используют участки возле впадения притоков.

Для популяции выдры на территории Латвии соотношение полов близко к равному, что считается характерным для вида. Взрослые особи составляют 54% популяции, выдры на втором году жизни – 20%, а молодняк текущего года – 26%. В месте с тем, на определённом участке реки Гауя, характеризующемся благоприятными условиями обитания, но высокой ежегодной смертностью выдры в связи с частой гибелью в капканах при промысле бобра, установлена иная структура популяции. Удельный вес молодняка (35%) там превышает средний показатель по Латвии, что, видимо, означает, что популяция до определённой границы способна компенсировать потери своей репродуктивной пластичностью. В среднем в размножении участвуют лишь 38% взрослых самок. Чёткая сезонность размножения отсутствует, и появление приплода установлено от февраля до октября. Преимущественная часть выдр рождается в летнее время. Средняя величина помёта  $2,69 \pm 0,26$  ( $n=13$ ). Так как материал, на котором основано исследование воспроизводства популяции, получен в районах, где ежегодно капканами ловят бобра, то общие репродуктивные показатели по стране могут быть несколько ниже из-за достижения биологической ёмкости среды в других районах.

Учитывая данные о структуре популяции и количество внутренних водоёмов в Латвии, вычислено, что на всей территории обитают самое малое 3-4 тысячи выдр. Более существенная причина смертности – ежегодная гибель в бобровых капканах – во время исследований не превышала 10-15% общей численности, что пока не могло повлиять на статус вида.

Анализируя экскременты, установлена особенность питания – высокая встречаемость остатков земноводных и насекомых в рационе. Сравнивая питание по сезонам и биотопам, выявлено увеличение доли насекомых при снижении употребления рыбы, однако встречаемость земноводных в пище (*Rana temporaria*, *R. arvalis*) не связана ни с какой другой категорией корма. Важно отметить, что не установлена связь между биомассой рыбы на водотоках и их относительной встречаемостью в экскрементах выдры. Все кормовые объекты

объединены в экологические группы в зависимости от места, где они обитают в конкретное время года, и способа их добывания выдрой. Это помогло выяснить, что от ноября до марта выдра больше кормится донными организмами (около 60%), в том числе малоподвижной рыбой и зимующими лягушками. В остальное время года, но особенно с июня по август, значительное место в рационе (35-45%) занимают наземные и полуводные организмы. Эти факты указывают на возможность образования двух критических периодов в годовом цикле кормления. Один может наступить в конце зимы – ранней весной, когда сокращаются все доступные корма в воде. В это время береговая полоса очень бедна кормовыми объектами, и выдра может страдать от недостатка пищи. Другой лимитирующий период – середина лета, когда выдра вынуждена чаще всего покидать русло для поиска наземных кормов и таким образом подвергается потенциальному риску (крупные хищники и человек). Описанные случаи зависят от состояния береговых полос. До сих пор именно достаточно широкое и малотронутое побережье гарантировало выживание популяции в данном объёме и в качестве. Самые оптимальные кормовые условия, согласно её экоморфологической специализации, выдра испытывает в ноябре, когда не больше 5% пищи добывается на суше. Данные о фенологии размножения этому не противоречат, так как осенью в капканы попадались как лактирующие самки, так и явно невыросший молодой. Следует отметить, что побережье в этот период только условно маловажно, потому что не меньше 30% пищи в воде опять составляют земноводные, собравшиеся из ближайших окрестностей на зимовку в реках и канавах.

Хотя выраженные сезонные отличия и специфичность рациона в целом (малый удельный вес рыбы) может указывать на напряжённые взаимоотношения между популяциями хищника и жертвы в экосистеме, морфометрический анализ популяции выдры не говорит о нехватке пищи. В целом для популяции характерна удовлетворительная упитанность тела. У взрослых самцов упитанность в среднем меньше, чем у самок, но это может быть результатом различного поведения. Взрослые самцы в крупных и средних реках больше по размерам, чем самцы в малых водотоках, но менее упитанны. Поэтому в данном случае величина тела скорее не связана с кормовыми условиями. При сравнении

половозрастных структур нет существенного отличия между большими и малыми водотоками, которое могло бы указать на превосходство одного типа угодий. Однако не исключено, что на больших реках вероятность встречи двух полов физически больше, поэтому более крупные и сильные самцы там проводят больше времени, таким образом оставляя больше своего потомства. Эту гипотезу следует проверить, исследуя меченых животных.

Одной из причин быстрого возобновления популяции выдр в Латвии является низкий уровень токсичных соединений в среде, признанных губительными для размножения (PCB, DDT). Проверена концентрация обших веществ в ткани восьми выдр и их главных кормов. Их содержание оказалось намного ниже, чем в государствах, где выдра находится под угрозой. Однако анализ литературы не позволяет считать отсутствие загрязнения единственной, а может и самой главной причиной успешного выживания выдры. Знания о низком токсичном фоне среды в Латвии помогают рассматривать глобальное влияние загрязнения, но не позволяют меньше внимания уделять таким локально важным факторам, влияющим на выдру, как состояние береговой полосы или установка капканов.

Несмотря на высокий уровень в трофической сети, у выдр в Латвии найдено мало эндопаразитов. Исследуя 13 животных разного пола и возраста из трёх бассейнов крупных рек, найдено 8 видов. Два вида скорее всего являются лишь паразитами пищевых объектов. Итого представлено 13% от всех известных гельминтов (47). Максимальная интенсивность заражения 33, экстенсивность – 31%. Найденные гельминты не вызвали видимых патологических изменений в органах или снижения упитанности тела. В целом паразитологическое состояние выдр не может оказать существенного влияния ни на индивидуальном, ни на популяционном или межвидовом уровне.

В заключении надо отметить, что за период исследования антропогенное воздействие на популяцию выдр не было угрожающим, однако обнаруженные экологические параметры специфичны и отличаются от большей части ранее исследованного ареала. Эти особенности требуют тщательного мониторинга, дальнейшего исследования и учитывания при охране.

### *Основные выводы*

- В течении последних 10-15 лет по всей территории Латвии обитает сильная и стабильная популяция выдры, численность которой оценивается 4000.
- Демографическая структура популяции характеризуется приблизительно равным количеством полов во всех возрастных группах. Взрослые особи составляют 54% популяции, выдры на втором году жизни – 20%, а молодняк текущего года – 26%. В размножении одновременно участвуют лишь 38% взрослых самок. Средняя величина помёта  $2,69 \pm 0,26$ .
- Установлено, что более крупные самцы чаще посещают сравнительно большие магистральные реки, чем самцы меньших размеров. Так как кондиция тела у самцов в больших реках в среднем хуже, это явление скорее нельзя связывать с кормовыми условиями. Возможно, что крупные самцы предпочитают большие реки из-за возможности встречать больше самок. Так как самцы территориальны, более мелкие особи могут быть вытеснены.
- Выдры в целом в Латвии употребляют в рационе меньше рыбы, чем в других исследованных регионах. Сравнительно высокая плотность населения поддерживается богатыми ресурсами земноводных и наземных кормов.
- Оптимум питания установлен в ноябре. Это совпадает с фенологией размножения, потому что большинство молодняка рождается летом и к осени популяция наиболее плотная.
- Сохранение кормовых условий береговой полосы водосмов – самая важная задача при сохранении нынешней популяции в Латвии.
- Концентрации ПХБ и ДДТ в исследованных тканях выдр и их главных кормовых объектов значительно ниже, чем известно по другим исследованиям в тех регионах, где популяции под угрозой.
- В паразитофауне выдр в Латвии найдено 6 видов гельминтов. Согласно общепринятым показателям экстенсивности и интенсивности заражения, а также состоянию организма хозяина, популяция не страдает от паразитов.

## Pateicības

Šis darbs netiktu aizsākts, ja jau 1980. gadā savu gādību par manām pētnieka interesēm neuzņemtos šīs disertācijas zinātniskais vadītājs Dr. hab. biol. *Mārtiņš Balodis*. Pateicoties tieši viņam, es 1982. gadā, vēl mācīdamies Universitātē, varēju iekļauties lieliskā darba kolektīvā, kas šodien saucas *Valsts Mežierīcības institūts*. Šim kolektīvam ir nepārvērtējams nopelns, ka visus šos gadus pietiekami daudz laika esmu varējis veltīt disertācijā ietvertu pētījumu izstrādei. Īpaši jāatzīmē institūta agrākā vadība – *Juris Matīss, Umberts Pētersons, Jānis Vazdiķis* un mans tiešais priekšnieks Dr. silv. *Juris Ziediņš*. Disertācijas sagatavošanu ne mazāk sekmējuši institūta tagadējie vadītāji *Madis Sīpols* un *Armands Berķis*. Vismaz par pusi ievāktā materiāla esmu pateicīgs kolēģim *Mikum Rantiņam*. Pēdējos gados materiāla ievākšanā daudz palīdzējis arī *Aivars Ornicāns*. Ūdru parazitāri tā arī paliktu nekonstatēti bez LU Bioloģijas fakultātes doc. Dr. biol. *Kārļa Vismaņa* dalības šajā pētījumā. Viņš, kā arī Zooloģijas un ģenētikas katedras vadītājs prof. Dr. biol. *Jānis Priednieks* sekmējis arī disertācijā izteikto domu precizitāti. Atsevišķi darba posmi nebūtu paveicami bez mežsaimniecības nozares vadošo institūciju bijušo un tagadējo darbinieku sapratnes, kas ne reizi vien noveda līdz pētījumu finansiālam atbalstam. Šeit jāmin *Jānis Zommers, Uldis Georgs Gavrilovs, Imants Baumanis, Arvīds Ozols, Arnis Gertners, Roberts Naglis* u. c. Daudzkārt pētījumus un ar tiem saistītu problēmu risinājumus atvieglāja *VMI "Silava", Pasaules Dabas Fonda (WWF)* Latvijas projektu biroja un *Latvijas Dabas Fonda* pretimnākošie kolektīvi. Atsevišķi gribu pieminēt savus draugus citās valstīs, ar kuriem esmu iepazinies, pateicoties mūsu kopīgajam pētījumu objektam – ūdriem. Īpaši regulāri sakari mani vieno ar *Thomas Sjöasen* (Zviedrija), *Bađiu Ciđapoviu* (Baltkrievija), *Andreas Kranz* (Austrija), *Aleš Toman* (Čehija), *Addy De Jongh* un *Roel Hoeve* (Nīderlande), kuri ir apmeklējuši Latviju un pārliecinājušies dabā par tām reģionālajām īpatnībām ūdru ekoloģijā, kas konstatētas manos pētījumos. Vislielāko pateicību esmu parādā saviem ģimenes locekļiem – dzīvesbiedrei *Limai*, dēliem *Agnim* un *Dāvim*, kā arī mūsu vecākiem *Intai Ozoliņai, Raimondam Ozoliņam, Līvijai Rūsiņai* un *Gunāram Rūsiņam* – par pilnīgu sapratni un atbalstu manam dzīves stilam, kas tik bieži atšķīries no vispārpieņemtām normām, bet kas bijis tik ļoti nepieciešams šim darbam. Šo darbu es veltu savu vecvecāku *Lidijas un Kārļa Jakobsonu* piemiņai, kas manā bērnībā visbiežāk prata parādīt, ka līdzās cilvēkiem eksistē neskaitāmas citas interesantas būtnes.

# 1. Ūdru populācijas stāvoklis Latvijā

## 1.1. Ievads

Latvijā līdz šim nekad nav veikti speciāli pētījumi, lai pamatotu atzinumu par esošo ūdru populācijas stāvokli, kaut gan medijamo dzīvnieku uzskaites datus ziņas par Latvijā dzīvojošo un nomedīto ūdru skaitu atrodamas, sākot ar 1925. gadu (Kalniņš 1943). Medību statistika rāda, ka ūdru skaits valstī ievērojami samazinājies jau šā gadsimta trīsdesmitajos gados, kas, neraugoties uz salīdzināmas skaita novērtēšanas metodes trūkumu, sakrīt ar līdzīgu konstatējumu Viduseiropā (Beier, Tölgyesi 1993; Jahrl 1995; Binner, Reuther 1996). Par Otrā Pasaules kara laiku un tuvāko pēckara periodu ūdru skaita vērtējuma trūkst (Omicāns 1996a), taču vēlākie dati liecina, ka šajā laikā notikusi skaita atjaunošanās un ievērojama palielināšanās. Pieaugums reģistrēts līdz 1968. gadam. Ūdru skaita dinamikas tendences bijušās PSRS laikā ir gandrīz sinhronas Latvijā, Lietuvā un Igaunijā (Блузма 1990; Omicāns 1996a, Laanetu 1998) un krasi atšķiras no pārējās Eiropas, kur ūdru kļūst aizvien mazāk. Tomēr ar 1974. gadu arī Latvijā sakarā ar ūdru skaita samazināšanos tiek pārtrauktas to medības, bet situācija Eiropā septiņdesmito gadu beigās jau vēsta par sugas apdraudētību ievērojamā areāla daļā (Reuther 1980). Astoņdesmitajos gados Latvijā uzsāktajās bebru medībās atklājās, ka lielais ar lamatām nejauši noķerto ūdru daudzums liecina vai nu par kļūdainu populācijas stāvokļa līdzšinējo novērtējumu, vai arī par strauju skaita pieaugumu, iespējams, gandrīz desmit gadus ilgā medību aizlieguma iespaidā. 1986. gadā uzsākām pirmos pētījumus ar mērķi noskaidrot ūdru populācijas stāvokli Latvijā. Mērķa sasniegšanai izvirzīti sekojoši uzdevumi:

- noskaidrot ūdru izplatību valsts teritorijā;
- iegūt relatīvus populācijas blīvuma rādītājus un veikt galveno biotopu salīdzināšanu pēc šiem rādītājiem;
- novērtēt īpatņu skaitu populācijā;
- raksturot populācijas dzimuma un vecuma struktūru, un tās pieaugumu.

## 1.2. Materiāls un metodes

### 1.2.1. Metožu izvēles pamatojums

Citu zinātnieku pieredze piedāvā vairākas iespējas, kā noteikt un raksturot ūdru populācijas stāvokli noteiktā teritorijā un laika posmā. Par ūdru klātbūtni,

pirmkārt, liecina netiešas pazīmes. Ūdru uzvedībā raksturīgs, ka tie zināmā ierobežotā telpā - šaurā joslā gar ūdens malu - atstāj samērā viegli nosakāmas pēdas - pēdu nospiedumus, ekskrementus (Brandt 1908), anālo želeju jeb zarnu gļotas (Conroy, French 1991) un "teritorijas iezīmes" jeb ar ekskrementiem vai zarnu gļotām iezīmētus smilšu, irdenas augšnes vai sausas zāles sakasījumus (1.1. att.).

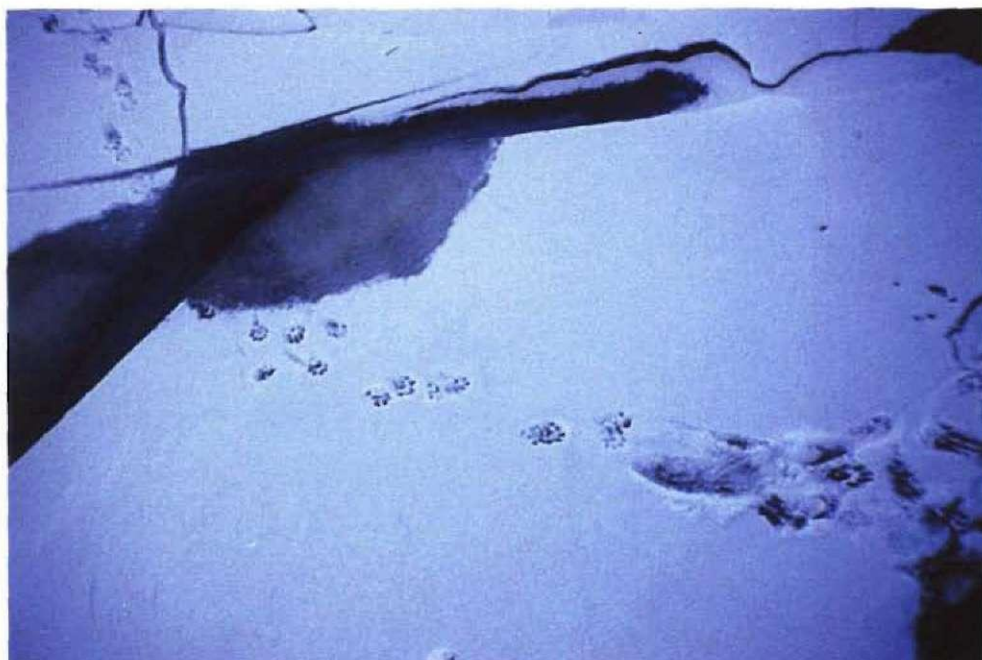
Senākā un plašāk lietotā metode ir **ūdru uzskaitē pēc to atstātajām pēdām**. Sekmīgāk to iespējams izmantot ziemā svaiga sniega (1.2. att.) apstākļos (Терновский 1973). Šī metode ir pamatā arī vienam no sugas fundamentālākajiem pētījumiem, ko Zviedrijā veicis Erlinge (1967, 1968). Metode balstās uz ūdru teritoriālo uzvedību individuālajos un ģimeņu iecirkņos un dzimumu dimorfismu, kas izpaužas pēdu atšķirīgos izmēros (Сідаровіч 1990; Sidorovich 1991; Сидорович 1992). Latvijā šīs metodes pielietošanu apgrūtināja nepastāvīgie laika apstākļi ziemās un augstā varbūtība, ka ūdri, izmantojot bebru alas un gaisa telpu zem ledus, var ilgstoši neiznākt sniega un ledus virspusē un tādēļ savas darbības pēdas neatstāt. Turklāt mūsdienās ar radiotelemetrijas palīdzību noskaidrots, ka ziemas apstākļos ūdru sociāli teritoriālā populācijas struktūra var būt daudz sarežģītāka nekā klasiskajos priekšstatos par dalījumu individuālajos un ģimenes iecirkņos (Kranz 1995). Savukārt pēdu izmēru pārsegšanās starp dažādu dzimumu un vecumu indivīdiem, ko baltkrievu zinātnieks Sidorovičs uzskatījis par nebūtisku (Сідаровіч 1992), mūsu pētījumos izrādījusies nozīmīga (2. nod.). Literatūrā plaši diskutēta **ekskrementu daudzuma un izvietojuma nozīme ūdru skaita monitoringā**. Pētījumos, kuros bijusi iespējama tiešas novērošanas ceļā uzskaitīto indivīdu un atstāto ekskrementu skaita salīdzināšana, nav atrasta viennozīmīga saistība starp abiem rādītājiem (Jenkins, Burrows 1980; Conroy, French 1987). Kaut arī ekskrementu telpiskais sadalījums krasta joslā nav izklaidēts, bet grupveida, bez ūdru skaita to ietekmē vairāki citi faktori. Galvenie no tiem ir sezonālie apstākļi, jo būtiski lielāku ekskrementu daudzumu, var novērot periodā no vēla rudens līdz pavasarim (Jenkins, Burrows 1980; Conroy, French 1987; Kranz 1996). Svarīga ir arī uzskaites maršruta metodiski pareiza izvēle (Kruuk, Conroy 1987), krasta veģetācija, cilvēku darbība, meteoroloģiskie apstākļi (Jenkin, Burrows 1980), kā arī populācijas dzimuma struktūra, jo mātītes, salīdzinot ar tēviņiem, ekskrementus biežāk atstāj ūdenī, bet mazuļu zīdīšanas laikā tās vispār alas apkārtni neiezīmē (Conroy, French 1991). Visi minētie autori secinājuši, ka ekskrementu uzskaitē ūdru skaita monitoringā





1.1. att. Ūdra teritorijas iezīmēšanas vieta smiltīs.

1.2. att. Ūdra pēdas svaigā sniegā.



var izmantot tikai pēc rūpīgas minēto faktoru ietekmes analīzes. Reālas izmaiņas populācijas statusā varētu meklēt tikai tajā gadījumā, ja vienādos apstākļos noteiktais ekskrementu daudzums mainītos vairāk kā par 30% (Conroy, French 1987).

Starptautiski atzītākā ir **vieta apdzīvotības pārbaudes metode** (Foster-Turley et al. 1990) jeb tā dēvētā britu vai standarta metode. Tās pamatā ir krasta iecirkņu pārbaude, ko veic 600m garumā iepriekš izvēlētos punktos, kas vienmērīgi pārstāv pētāmo teritoriju - 300m uz katru pusi no izvēlēta punkta. Pārbaudes laikā pēc jebkuras pazīmes konstatē, vai ūdri ir apmeklējuši doto iecirkni, pie kam pēdu svaigumam un daudzumam nepievēršot īpašu uzmanību. Vietas pārbaudi pārtrauc pēc pirmās neapšaubāmās pazīmes atrašanās, un šo vietu reģistrē kā pozitīvu. Ja ūdru darbības pazīmes neatrod, tad pārbaudīto 600m krasta līniju atzīmē kā negatīvu. Populācijas statusu pētāmajā teritorijā izsaka ar pozitīvo vietu procentu no kopējā pārbaudīto vietu skaita. Pētījumi ar šo metodi uzsākti septiņdesmito gadu vidū Lielbritānijā (Macdonald, Mason 1976 citēts pēc Jefferies 1986). Iegūtie rezultāti ir ērti salīdzināšanai. Vairākās Eiropas valstīs uzskaitē veikta nacionālā mērogā (Macdonald, Mason 1994), tomēr šai metodei konstatētas arī nepilnības (Romanowski et al. 1996). Latvijas apstākļiem metode pagaidām uzskatāma par neizdevīgu, salīdzinot lielo darba apjomu, tātad arī izmaksas, ar iegūstamās informācijas kvalitāti. Salīdzinājumam - gandrīz 5 reizes lielākajā Polijas teritorijā 2083 vietu pārbaudei apmēram 3 gadu laikā izmantotas 155 dienas (Brzezinski et al. 1996). Līdzvērtīga darba izpildei Latvijā lauka darbos būtu jāpatērē vismaz 30 dienas, pārbaudot vairāk kā 400 vietu. Tā kā ūdru izpētes finansējums bijis neliels, tad uz pētījumu rēķina, kuri par populācijas statusu kopš 1986. gada veikti Latvijā (Ozoliņš, Rantiņš 1987, 1988, 1992a, 1992b, 1994; Ozoliņš, Sjøåsen 1996; Ozoliņš, Pilāts 1995), 400 vietu pārbaudē ieguldītajiem līdzekļiem, noejot gar krastu katrā punktā tikai 600m garu maršrutu, būtu neadekvāts izziņas efekts.

Vairākās valstīs informāciju par ūdru populācijas statusu iegūst ar **anketu** palīdzību. Anketas var tikt veidotas saskaņā ar minētās standartmetodes prasībām (Anonymous 1996b) vai arī būt adresētas kādam speciālam par savvaļas dzīvniekiem informētam sociālam slānim, piemēram, medniekiem (Stjernberg, Hagner-Wahlsten 1991).

Retāk iespējama arī **tieša ūdru novērošana**, kuru izmanto jūras piekrastes populāciju uzskaitē (Kruuk 1995). Pie tiešām skaita monitoringa metodēm var

pieskaitīt arī statistiku par legāli nomedītajiem (Sandegren et al. 1989) un citos apstākļos bojā gājušiem dzīvniekiem (Stubbe et al. 1993).

Nosakot ūdru statusu salīdzinoši nelielā teritorijā, praksē izmanto arī visu minēto paņēmieni kombinēšanu, rūpīgi kartējot visus rīcībā esošos datus (Labes et al. 1995) un nosakot iespējamo indivīdu skaitu vai blīvumu uz 100 km<sup>2</sup> (Ansorge, Striese 1993; Sulkava, Storränk 1993; Ansorge 1994), vai arī uz 10 km ūdensteces garuma (Вайсфельд 1977).

Kombinētu pieeju izvēlējamies arī Latvijā. Izmantojam modificētu ūdru darbības pēdu uzskaiti ar nolūku līdz minimumam samazināt subjektīvismu. Metode balstās uz atziņu, ka vasaras periodā ūdru sociāli teritoriālā struktūra ir visstabilākā (Семенов 1963) un pēdu atstāšanas iespējas - vislielākās. Rezultātā kopējam, kā svaigu, tā vecu, pēdu blīvumam vislielākajam jābūt indivīda vai grupas apdzīvotās teritorijas centrālajā daļā. Lai noteiktu šādu vietu atrašanos Latvijas upēs, ūdru darbības pēdas uzskaitītas 1 km garumā krasta iecirkņos. Uzskaitē vienlaicīgi izdarīta abos upju krastos, pārbaudot vienā dienā vairākus desmitus kilometru pēc kārtas. Darba gaitā, kur tas bija iespējams, lietotas 2 gumijas laivas, bet citur vienlaicīgi iets gar abiem krastiem cieši gar ūdens malu. Ja upē atradušās salas (Daugava, Gauja, Salaca u. c.), katrs uzskaites veicējs salas garumā pārbaudīja tikai vienu krasta līniju - salas vai ārējā krasta - atkarībā no tā, kur pēdu novērošanas izredzes bija lielākas. Uzskaitīta ikviena pamanītā ūdra izkāpšanas vai atgriešanās vieta ūdenī, necenšoties noskaidrot, vai tas ir viens un tas pats, vai cits indivīds. Tā kā pazīmju veids - ekskrementi, pēdu nospiedumi, smilšu sakasījums u. c. - lielā mērā atkarīgs no krasta īpašībām un iespējām šīs pazīmes pamanīt, tad arī pazīmju veidu neatzīmējam. Pazīmju uzskaites principi apkopoti 1.1. tabulā. Indivīdu skaits pēc pēdu nospiedumu izmēriem un līdz ar to vairāku pazīmju esamība reģistrēta tikai tad, ja vairāku dzīvnieku svaigas pēdas redzamas blakus. Metodes izstrādes sākumposmā matemātiski pārbaudīta arī uzskaites atkarība no pēdu atstāšanas vai konstatēšanas iespējām (Ozoliņš, Rantiņš 1987; Riekstiņa 1988). Tā kā šāda atkarība pastāv, metode neļauj salīdzināt divus dažādos apstākļos vai dažāda rakstura upēs iegūtus pazīmju absolūtos daudzumus. Uzskaiti visos maršrutos izpildīja vienas un tās pašas personas.

Ūdru darbības reģistrēto pazīmju skaita noteikšanas  
galvenie principi

| <i>Substrāts,<br/>uz kura<br/>atrastas<br/>pēdas</i> | <i>Pēdu raksturojums atbilstoši novērotajām situācijām<br/>dabā – piemēri</i>                | <i>Lauka<br/>pierakstos<br/>reģistrēto<br/>pazīmju skaits</i> |
|--|--|---|
| Smiltis vai<br>dubļi                                 | Viena dzīvnieka pēdas, izejot no ūdens krastā, gar krastu vai atgriežoties no krasta ūdenī.  | 1   |
|  | Svaigas pēdas dažādos virzienos, dzīvnieku skaits nav nosakāms.                              | 1   |
|  | Vienas svaigas un daudzas vecas pēdas, iespējams pieder vienam un tam pašam dzīvniekam.      | 2   |
|  | Divu atšķirīgu izmēru svaigas pēdas  | 2   |
|  | Vairākas vecas pēdas ar atšķirīgiem izmēriem   | 1   |
|  | Svaigas vienādu izmēru pēdas, izejot no ūdens krastā un tajā pat vietā atgriežoties atpakaļ. | 1   |
| Akmens vai<br>baļķis                                 | 3 dažāda vecuma ekskrementi.   | 3   |
|  | 3 atsevišķi novietoti viena vecuma ekskrementi.  | 3   |
| Smiltis  | Pēdas, izejot no ūdens krastā un atgriežoties atpakaļ, un viens ekskrements blakus pēdām.    | 1   |
|  | Svaigas pēdas, atgriežoties no krasta ūdenī, un 2 svaigi ekskrementi blakus pēdām.           | 2   |
|  | Svaigas pēdas gar krastu, un 3 veci ekskrementi blakus pēdām.                                | 4   |

### 1.2.2. Darbības pēdu uzskaites laiks un vietas

Ūdenstecēs darbības pēdu uzskaitē pēc iepriekš aprakstītās metodes veikta vasaras sezonā no maija līdz septembrim 9 gadu laikā - 1986. - 1991. un 1995. - 1997., kopā pārbaudot gandrīz 2000 km Latvijas upju. Tajā skaitā apmēram 500 km pārbaudīts atkārtoti.

**Bārtā** 1988. g. pārbaudīti 47 no 98 km upes kopgaruma.

**Daugavas lielbaseinā** uzskaitē izdarīta Aiviekstē 1987. g., pārbaudot 130 no 132 km upes kopgaruma, Daugavā 1991. g. - 191 no 1020 km (367 km Latvijas teritorijā), Kujā 1987. g. - 37 no 77 km, Malmutes upē un Meirānu kan. 1987. g. - 33 no 50 km, Maltā 1986. g. - 70 no 110 km, Ogrē 1987. g. - 165 no 188 km, Rēzeknes upē 1986. g. - 42 no 116 km, Sarjankā 1986. g. - 18 no 78 km, kā arī mazajās upēs - Abainē 1987. g. 10 km un Sulā 1990. g. 20 km visā to garumā.

**Gaujas lielbaseinā** Gauja pārbaudīta divas reizes - 1986. g. 372 un 1988. g. 428 no 452 km, Strīkupe 1988. g. - visā 10 km garumā, Tirza 1987. g. - 18 no 80 km un Uriekste 1991. g. - visā 23 km garumā.

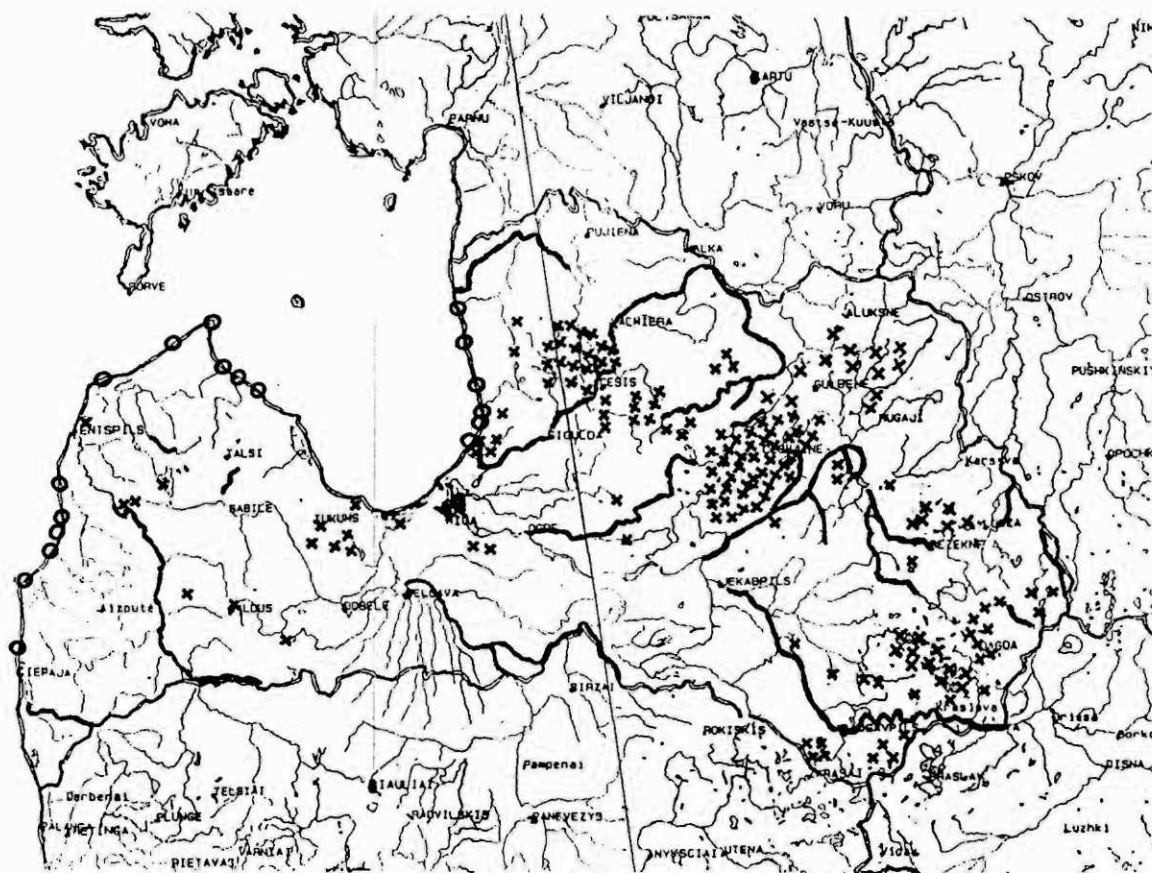
**Irbes baseinā** Stendē 1987. g. - 16 no 100 km.

**Lielupes lielbaseinā** Lielupe - 1990. g. 39 no 119 km, Mēmelē - 1990. g. 108 no 191 km (111 km Latvijā) un Mūsa - 1990. g. 22 no 164 km (23 km Latvijā).

**Salacas baseinā** Salaca pārbaudīta 3 reizes - 1995., 96. un 97. g. 86 no 92 km.

**Veļikajas baseinā** Ludzas upē 1986. g. - 39 no 155 km un Rītupē 1986. g. - 14 no 176 km.

**Ventas lielbaseinā** Kārone pārbaudīta 6 reizes - no 1986. līdz 1991. g. 16 km no kopgaruma 23 km, Vadakste 1989. g. - 51 km no kopgaruma 82 km un Venta 1987. g. - 109 no 346 km.



1.3. att. Pārbaudīto ūdenstilpju izvietojums: pasesnīnāta līnija attēlo to upju posmus, kas pārbaudīti pilnībā, vienlaicīgi apsekojot abus krastus; ar krustiņiem apzīmēti pārbaudītie ezeri; aplītis norāda uz vietu, kurā pārbaudīta jūras piekraste.

Bez tam minētajā periodā 75 Latvijas upes un 162 ezeri (1.3. att.) pārbaudīti pēc kritērija - ir vai nav jebkādas ūdru darbības pazīmes apmēram 600 m zonā no pārbaudes uzsākšanas vietas. Šīs pārbaudes notikušas dažādos gadalaikos, ziemā apsekojot tikai neaizsalušās ūdenstilpes. Astoņpadsmit vietās pārbaudīta arī Baltijas jūras un Rīgas līča piekraste (1.3. att.). Pilns pārbaudīto upju uzskaitījums dots alfabētiskā secībā zemāk, bet šo upju garumi un novietojums hidrogrāfiskajā tīklā atrodams R. Avotiņas sastādītajā Latvijas ūdensteču sarakstā (Avotiņa, Goba 1986):

Aģe, Akmenīca, Amata, Apiņupe, Arona, Brasla, Bruzile, Ciecere, Dienvidsusēja, Dubna, Durbe, Dzirupe, Džūkste, Elsīte, Ēnava, Glāžupe, Gosupe, Inčupe, Jaunupe, Kārklupe, Korģe, Krievupe, Krimelde, Ūīšupe, Lenčupe, Liede, Lipsa, Līksna, Lobaržnīca, Lūžupe, Maziča, Mazupīte, Melnupīte, Mindaugas str., Mīsa, Muižupīte, Nalogu str., Pededze, Pēterupe, Pilsupe, Plocīte, Pogupe, Ponakste, Preiļupe, Putānu str., Rauna, Raunis, Skalda, Suda, Svārbe, Svētupe, Šķirstiņa, Tartaka, Tebra, Tirziņa, Triečupīte, Užava, Vilkupe, Zaņa un 16 meliorācijas sistēmu vaļējas ūdenstece bez nosaukuma. Ūdru darbības pēdu esamība pārbaudīta arī 83 bebru diķos mežu nosusināšanas sistēmās.

### 1.2.3. Uzskaites datu analīze

Darbības pēdu uzskaites datus apstrādājot, kopējais pazīmju skaits atbilstoši uzskaites kilometriem atzīmēts grafikā. Iegūtajā grafikā (1.6. att.) ūdru pazīmju koncentrācijas vietas, kas redzamas kā darbības maksimumi grafikā, izvēlēti pēc lielākā pazīmju skaita uz Y ass. Uzskatīts, ka maksimumu vietām grafikā ir saistība ar dzīvnieku atrašanās biežumu atbilstošajās vietās dabā, jo tie atstājuši vairāk pēdas tur, kur biežāk uzturas. Ja 10 km robežās grafikā redzami vairāki maksimumi, tad pievērsām uzmanību tam, vai starp maksimumiem neatrodas kāds izteikti mazāk apdzīvots iecirknis vismaz 3 km garumā. Ja tāda nav, tad visticamāk, ka tuvu novietotie maksimumi attiecas vai nu uz vienu un to pašu dzīvnieku, vai vairākiem dzīvniekiem, kas uzturējušies līdzās un kuru teritorijas gandrīz pārsedzas. Tādā gadījumā, lai nepārvērtētu apdzīvotības blīvumu, šie maksimumi uzlūkoti kā viens.

Maksimumu skaitam tomēr nav tiešas saistības ar ūdru skaitu. Pētījumos Skotijā noskaidrots, ka mazāks individuālais iecirknis ir ūdru mātītēm, un tas katrai ir apmēram 20 ha ūdenstilpju akvatorija (Kruuk 1995). Tas nozīmē, ka šāds iecirknis

20m platā upē aizņem 10 km garu posmu. Tēviņu individuālā teritorija ir apmēram trīs reizes lielāka (Kruuk 1995), taču tā parasti pārsedzas ar vairāku mātīšu un daļēji arī ar kaimiņos dzīvojošo tēviņu iecirkņiem (Erlinge 1968). Tādēļ, nosakot darbības maksimumu skaitu, ņemta vērā reāla iespēja, ka vairāki dzīvnieki uzturas teritorijā līdzās. Viens maksimums var rasties tikpat labi viena kā vairāku indivīdu darbības rezultātā, ko noskaidrot mūsu darbā nav bijis iespējams. Arī darbības pazīmju absolūtajam daudzumam maksimumos nav nekādas nozīmes, jo tas pārāk atkarīgs no pēdu uzskaites iespējām. Tā paša iemesla dēļ nevar savstarpēji salīdzināt dažādas upes pēc ūdru darbības pazīmju blīvuma jeb pazīmju skaita uz 1 km. Apzinoties minētās problēmas, **par ūdru relatīvā apdzīvotības blīvuma rādītāju upēs izvēlēts darbības maksimumu blīvums uz 10 km upes garuma.**

Vispārējās ainas iegūšanai par ūdru izplatību Latvijā izmantojām Eiropas Zīdītāju atlanta sastādīšanas kritērijus (Ozoliņš, Pilāts 1995). Dati par sastopamību attēloti standartizētajā Eiropas UTM kvadrātu tīklā (50X50 km).

#### **1.2.4. Dati par bojā gājušajiem un nomedītajiem ūdriem**

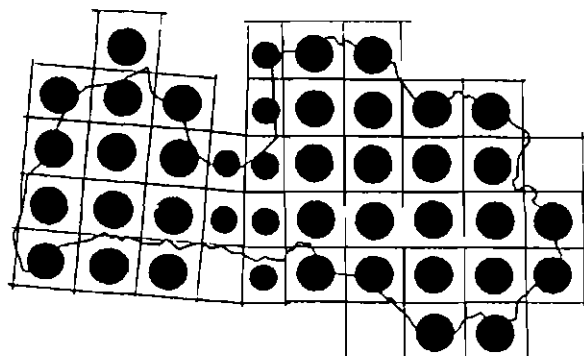
Ievērojams ūdru mirstības faktors Latvijā astoņdesmitajos gados bija bebru ķeršanai uzstādītās lamatas (Ozoliņš, Rantiņš 1994, 1.5. att.). Bebru medības ar lamatām saskaņā ar Medību noteikumiem laikā no 1. oktobra līdz 31. martam atļautas visās ūdenstilpēs. Lielākais bebru un līdz ar to arī ūdru skaits tika noķerts rudens mēnešos līdz ūdenstilpju aizsalšanai no oktobra līdz novembrim. Apkopotas ziņas, kas uzrādītas 1988./89. gada medību sezonā nomedītajiem ūdriem izrakstītajās medību atļaujās, kur mednieki atzīmēja noķeršanas vietu, ūdra dzimumu un aptuvenu dzīvnieka vecumu (n=302). Papildus citiem 113 ūdriem noteicām aptuvenu vecumu pēc galvaskausa pazīmēm un dzimumlocckļa kauliņa *os penis* formas (Zinke 1997) un izmēriem (Wagenknecht 1984; Stubbe 1989). Tajā skaitā 49 ūdriem, kas laikā no 1986. līdz 1997. gadam noķerti Gaujas 60 km garā posmā veikta atsevišķa dzimuma un vecuma struktūras analīze.

Kopš 1986. gada 32 pieaugušām ūdru mātītēm veicām reproduktīvo orgānu apskati. Šajos pētījumos izmantojām L. Kirkpatrika (Kirkpatrick 1980) instrukciju par olnīcu un dzemdes pārbaudi. Ņēmām vērā arī Dr. P. Borisova praktisko pieredzi (pers. ziņoj.) par placentāro plankumu uzskaiti. Tie labāk saskatāmi, pielietojot kompresora metodi - saspiežot dzemdi starp diviem stikliem un apskatot pret gaismu. Daļēji

izmantoti arī vizuālie novērojumi par ūdru vairošanās sezonālo aktivitāti un mazuļu skaitu metienā (n=4).

### 1.3. Rezultāti

#### 1.3.1. Izplatība



1.4. att. Ūdru sastopamība Latvijā 50X50km UTM kvadrātos (Ozoliņš, Pilāts 1995).

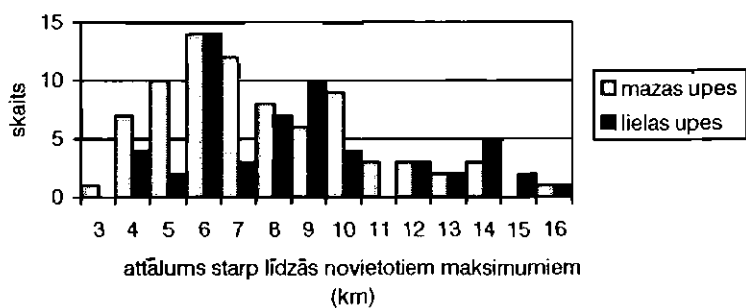
Ūdri sastopami visā Latvijas teritorijā (1.4. att.). Tie konstatēti visās pārbaudītajās upēs, 63% pārbaudīto ezeru (n=162), kā arī 41% pārbaudīto bebru dīķu (n=83), kuri izveidoti galvenokārt, aizsprostojot sīkas ūdensteces mežu nosusināšanas sistēmās (Ozoliņš et al. 1992). Par ūdru vienmērīgu izplatību Latvijā liecina arī to iekļūšana bebru lamatās, kas vienas medību sezonas laikā notikusi visās valsts mežsaimniecības administratīvi teritoriālajās vienībās, kur vien bija organizētas bebru medības (1.8. att.). Ūdru darbības pazīmes konstatētas Baltijas jūrā un Rīgas līcī ietekošo upju grīvās (Ozoliņš et al. 1998), kā arī jūras līdāgā vairākus kilometrus no upju ietekām, kā piemēram, Kolkas ragā 1997. gada septembrī. Rīgas līča piekrastē pie Kaltenes atrastas pazīmes, kas norāda uz ūdru midzeņa (māte ar bērniem) iespējamību cilvēku neizmantotā laukakmeņu molā (Janaus pers. ziņoj. 1992; de Jongh, Hoeve, Ozoliņš pers. novēroj. 1997).



### 1.3.2. Relatīvais apdzīvotības blīvums upēs

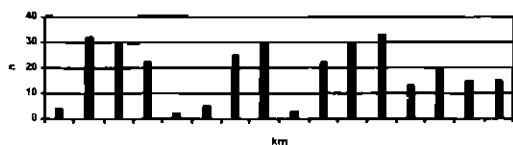
Apkopojot datus par ūdru darbības maksimumu skaitu un savstarpējo izvietojumu upēs, kuru vidējais platums ir ap 20 m vai mazāk, un upēs, kas vidēji platākas par 20m, iegūti līdzīgi sadalījuma modeļi (1.5. att.). Vidējais aritmētiskais attālums starp darbības centriem jeb maksimumiem nosacīti mazākajās upēs - Bārtā, Gaujas augštecē, Kāronē, Kujā, Ludzā, Malmutē, Maltā, Ogrē, Rēzeknē, Rītupē, Sarjankā, Stendē, Tirzā un Zilupē ir 7.7 km, bet lielajās upēs - Aiviekstē, Gaujas lejtecē, Lielupē, Mēmelē, Mūsā, Salacā, Ventā – 8.7 km. Tomēr abās salīdzinātajās upju grupās visbiežāk ūdru darbība koncentrēta ik pēc sešiem upes tecējuma kilometriem, kas atbilst relatīvajam blīvumam 1.67 ūdru darbības centri uz 10 km. Kopējais svērtais vidējais attālums starp darbības centriem ir 8.3 km, kas savukārt atbilst blīvumam 1.2 uz 10 km. Tā kā ne vienmēr pašu darbības centru iespējams noteikt ar viena km precizitāti, jo tas aizņem dažus km garu upes posmu (1.6. att.), tad relatīvie apdzīvotības blīvumi bieži ir mazāki par 1.2 (1.2. tab.). Biežumam, ar kādu atkārtojas intervāls starp ūdru darbības centriem upēs, nepiemīt normālā sadalījuma raksturs, tādēļ biotopu salīdzināšanai lietota arī  $\chi^2$  metode. Atšķirības starp darbības centru intervālu sadalījuma modeļiem lielās un vidējās upēs ir statistiski nebūtiskas ( $\chi^2 = 17.95$ ,  $\gamma = 13$ ,  $p > 0.1$ ).

Īpatnējs ūdru darbības pazīmju sadalījums 1991. gadā konstatēts Daugavas abos krastos posmā no Baltkrievijas robežas līdz Jēkabpīlij. Darbība bija izteikti koncentrējusies ap Daugavas pietekām (1.7. att.). Tā kā lielākā daļa pieteku neatrodas tālāk par 6 km viena no otras (75%), tad arī vairums darbības pazīmju (76%,  $n=155$ ) izvietotas 1-3 km attālumā no pietekām. Tomēr grafikā redzams, ka ūdru darbībai ir tendence lokalizēties nevis tiešā pieteku tuvumā, bet 3 km attālumā no tām.

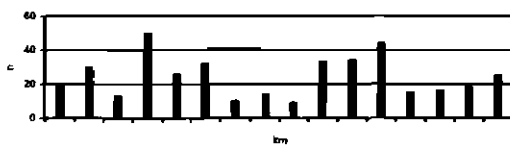


1.5. att. Attālumu sadalījums starp līdzās novietotiem ūdru darbības pēdu maksimumiem nosacīti lielajās (platākas par 20m) un mazajās (<20m) upēs.

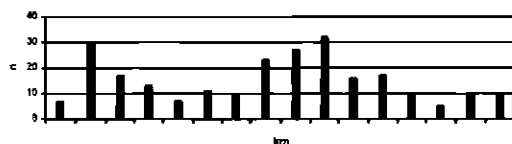
1986.



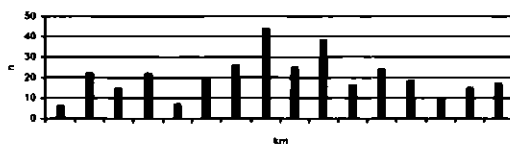
1987.



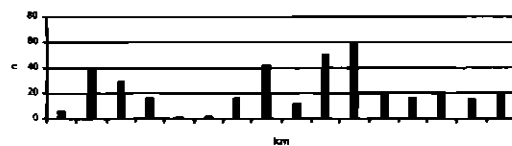
1988.



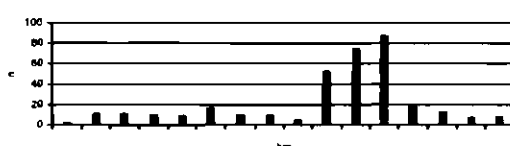
1989.



1990.



1991.



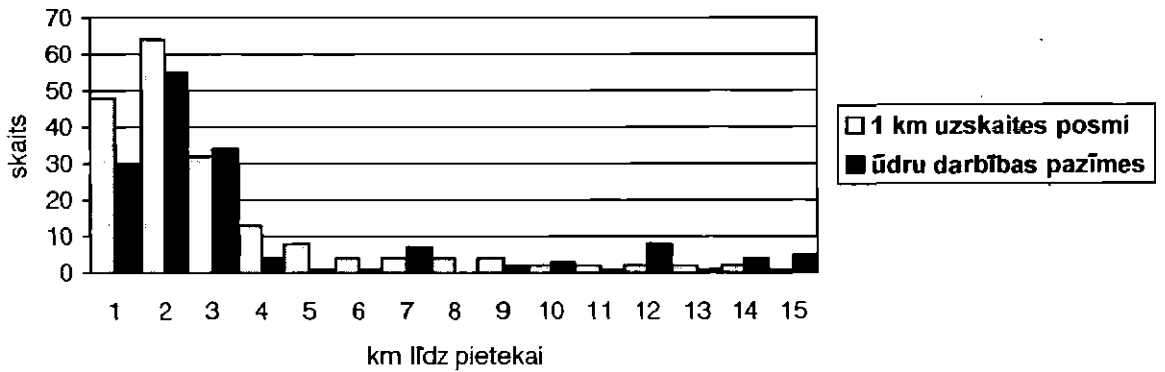
1.6. att. Ūdru darbības pazīmju daudzums (n) Kārnes upē maijā sešu gadu laikā 16 km garā posmā starp Rīgas – Ventspils un Stendes – Sabīles autoceļiem.

## Ūdru relatīvais apdzīvotības blīvums apsekotajās Latvijas upēs

| Upes nosaukums         | Gads        | Apsekotā daļa<br>pret upes<br>kopgarumu % | Ūdru darbības centri uz 10 km |
|------------------------|-------------|---|-------------------------------|
| Abaine                 | 1987.       | 100                                       | 1.0                           |
| Aiviekste              | 1987.       | 99  | 1.1                           |
| Bārta                  | 1988.       | 48  | 0.9                           |
| Daugava                | 1991.       | 19  | 0.4                           |
| Gauja*                 | 1986.       | 82  | 0.8                           |
|                        | 1988.       | 95  | 1.0                           |
| Kārone                 | 1986.-87.   | 70  | 1.2                           |
|                        | 1988.-89.   | 70  | 0.7                           |
|                        | 1990.       | 70  | 1.2                           |
|                        | 1991.       | 70  | 0.7                           |
| Kuja                   | 1987.       | 48  | 1.6                           |
| Lielupe                | 1990.       | 33  | 0.8                           |
| Ludza                  | 1986.       | 25  | 1.1                           |
| Malmute,<br>Meirānu k. | 1987.       | 66  | 0.6                           |
| Mēmele                 | 1990.       | 57  | 0.9                           |
| Mūsa                   | 1990.       | 13  | 0.9                           |
| Ogre                   | 1987.       | 88  | 1.1                           |
| Rēzekne                | 1986.       | 36  | 1.0                           |
| Salaca                 | 1995.-97.   | 96  | 1.2                           |
| Sarjanka               | 1986.       | 23  | 1.6                           |
| Stende                 | 1987.       | 16  | 1.3                           |
| Strīkupe               | 1988.       | 100                                       | 1.0                           |
| Sula                   | 1987.-1997. | 100                                       | 0.5                           |
| Tirza                  | 1987.       | 23  | 1.7                           |
| Uriekste               | 1991.       | 100                                       | 0.5                           |
| Vadakste               | 1989.       | 62  | 0.8                           |
| Venta                  | 1987.       | 32  | 0.6                           |
| Zilupe                 | 1986.       | 21  | 1.3                           |
| Kopā                   | -           | 9**                                       | -                             |

\* Gaujas augštece apdzīvota blīvāk nekā vidus- un lejtece: attiecīgi 1.1 un 0.8/km

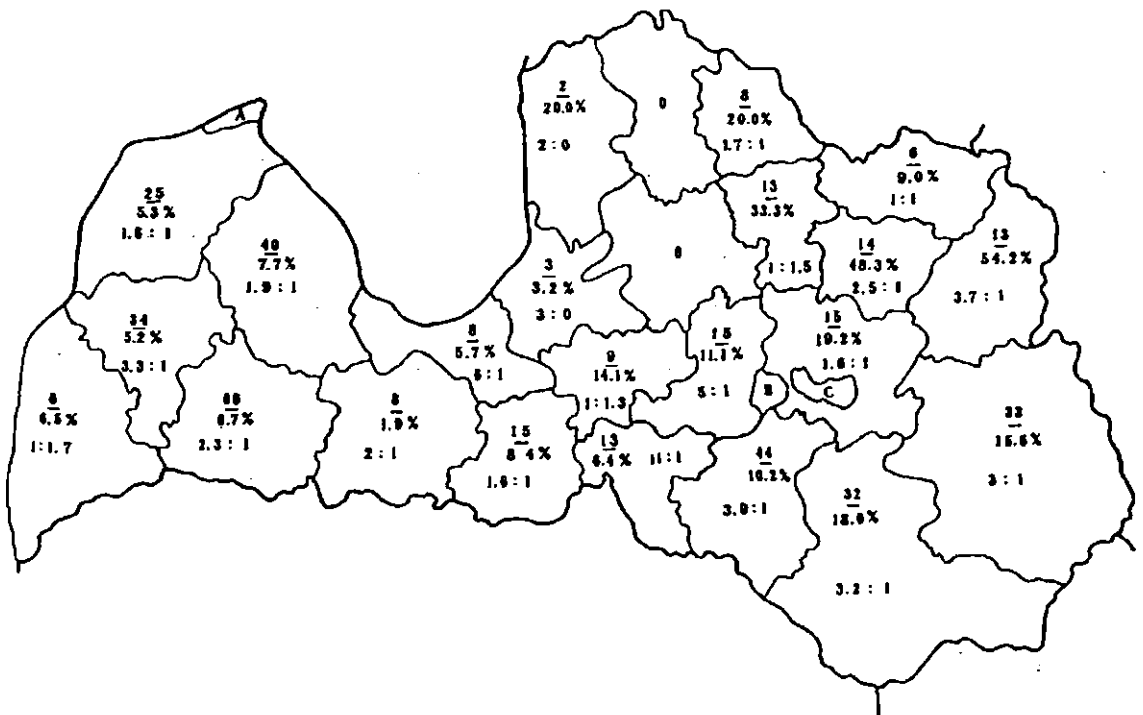
\*\* % no Latvijas teritorijā esošo upju kopgaruma, kas garākas par 10 km



1.7. att. Ūдру darbības pazīmju izvietojums 1km garos maršruta posmos Daugavā attiecībā pret tās pietekām no Baltkrievijas robežas līdz Jēkabpilij 1991. gada jūnijā.

### 1.3.3. Medību rezultāti

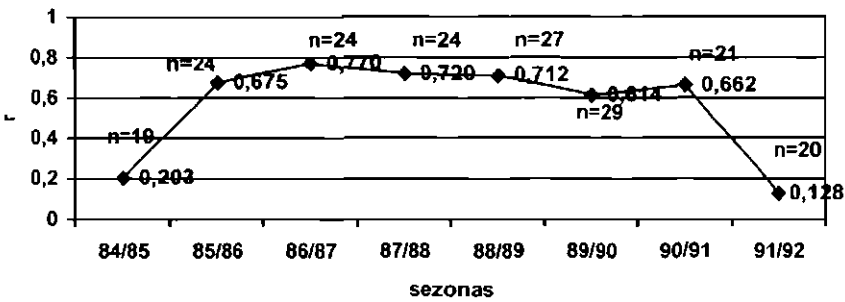
Laikā no 1984. līdz 1991. gadam Latvijā legāli nomedīti 2143 ūdri. Maksimumu ūdru mirstība sasniegusi 1988./89.gada medību sezonā (1.10.att.). Sākot ar 1992. gadu ūdru mirstība bebru lamatās bijusi neliela, jo šis medību veids mūsdienās zaudējis



1.8. att. Bebru lamatās noķertie ūdri Latvijas mežrūpniecības saimniecībās 1988./89. gada medību sezonā.

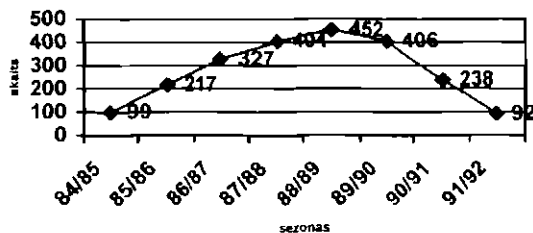
Skaitītājā – noķerto ūdru skaits, saucējā - % no nomedītajiem bebrim, 1:1 – attiecība starp noķerto ūdru tēviņiem un mānītēm, A – Slīteres Valsts rezervāts (1/10.0% 1:0), B – Kalsnavas MPS (7/24.1% 1.3:1), C – Teiču Valsts rezervāts (2/0.5% 0:2).

popularitāti bebrādu zemās cenas dēļ. Piemēram, 1997./98. gada medību sezonā no 1997. g. 1. aprīļa līdz 1998. g. 30. martam legāli nomedīti tikai 9 ūdri. Dati liecina, ka intensīvu bebru medību laikā astoņdesmitajos gados ūdru iegūšanas biežums bijis



1.9. att. Korelācijas koeficients  $r$  starp bebru medišanas efektivitāti (vidējais vienās lamatās sezonā noķerto bebru skaits) un bebru lamatās noķerto ūdru skaitu mežrūpniecības saimniecībās ( $n$ ) no 1984. līdz 1992. gadam.

teritoriāli nevienmērīgs (1.8. att.) un korelējis ar bebru ķeršanas efektivitāti, kas aprēķināta kā nomedīto bebru skaits sezonā ar vienām lamatām (1.9. att.). Šāda informācija ir saglabājusies, jo meža dienests tajā laikā veica apmācītu bebru ķerāju un to rīcībā esošo lamatu stingru uzskaiti. Ķeršanas intensitātei samazinoties, šī sakarība beidz pastāvēt. Tomēr tas vēl nenozīmē, ka patiesais noķerto ūdru skaits ir tik mazs, kā to rāda oficiālā statistika, jo līdz ar saimniecisko nozīmīgumu zudusi arī šī medību veida stingrā kontrole.



1.10. att. Latvijā legāli nomedīto ūdru skaits no 1984. līdz 1992. gadam.

### 1.3.4. Populācijas dzimuma un vecuma struktūra, reprodūktīvais raksturojums

Par bebru lamatās noķertajiem ūdriem vispilnīgākā informācija iegūta 1988./89. gada sezonā, kad arī ūdru mirstība bijusi visaugstākā. Pēc mednieku uzrādītajām ziņām 13.2% (n=302) ūdru ir bijuši mazuļi, kas nav sasnieguši 1 gada vecumu. Tēviņu īpatsvars lielāks uzrādīts mazuļu grupā, kur tie sastādīja 82.5% (n=40), bet tajā pašā laikā vecāko dzīvnieku grupā to bija tikai 66% (n=262). Teritoriālā skatījumā noķerto tēviņu pārsvars pār mātītēm pēc mednieku sniegtās informācijas raksturīgs visai Latvijai (1.8. att.).

To noķerto ūdru paraugkopā, kuru ķermeņi vai galvaskausi bija pieejami pārbaudei (n=113), tēviņu pārsvars nav vispār konstatēts (1.11.A att.). Arī mazuļu īpatsvars šajā grupā ir lielāks. Uzkrītošs ir 1-2 gadus veco dzīvnieku skaitliskais pārsvars pār tekošā gada mazuļu skaitu, kam izskaidrojums dots diskusijas nodaļā.

1.3. tabula

Mazuļu skaits metienā

| Noteikšanas metode   | Mazuļu skaits metienā – novērojumu sadalījums |   |   |   | vid. | s    | N  |
|----------------------|---|---|---|---|------|------|----|
|                      | 1   | 2 | 3 | 4 |      |      |    |
| Embriji              | -   | - | - | 1 | 4    | -    | 1  |
| Placentārie plankumi | -   | 3 | 3 | 2 | 2.88 | 0.83 | 8  |
| Vizuālie novērojumi  | 1   | 2 | 1 | - | 2    | 0.82 | 4  |
| Kopā                 | 1   | 5 | 4 | 3 | 2.69 | 0.95 | 13 |

Salīdzinot dzimuma un vecuma struktūru ar  $\chi^2$  metodi ūdriem, kas noķerti lielajās un vidējās upēs (n=69), un tiem, kas noķerti mazajās ūdenstecēs (n=44), būtiska atšķirība nav konstatēta ( $\chi^2 = 0.0002$ ,  $\gamma = 5$ ,  $p > 0.1$ ). Tādēļ Latvijas ūdru populācijas struktūras modeļa precizēšanai kā pietiekami reprezentatīva un vispārināma uz upju biotopiem izvēlēta paraugkopa, kurā iekļauti dzīvnieki, kas noķerti Gaujā 60 km garā posmā (1.11.B un 1.11.C att.). Šīs paraugkopas priekšrocību nosaka tas, ka tā iegūta lamatas uzstādot 12 gadus pēc kārtas salīdzinoši nelielā upes posmā. Zinot ik gadus noķerto ūdru dzimumu, vecumu un reprodūktīvo stāvokli, nelielas kļūdas ietvaros iespējams secināt, kāda ir šim posmam raksturīgā dzimuma un vecuma grupu struktūra dabā. Rezultātā iegūts 1.11.D attēlā redzamais modelis. Modeļa izstrādē izmantotie

apsvērumi sīkāk izklāstīti diskusijas nodaļā. Noteikt mazuļu dzimšanas laiku precīzi nebija iespējams, tādēļ 1.4. tabulā uzrādītajiem mēnešiem iespējama  $\pm 1$  mēneša kļūda.

1.4. tabula

Mazuļu piedzimšanas laiks

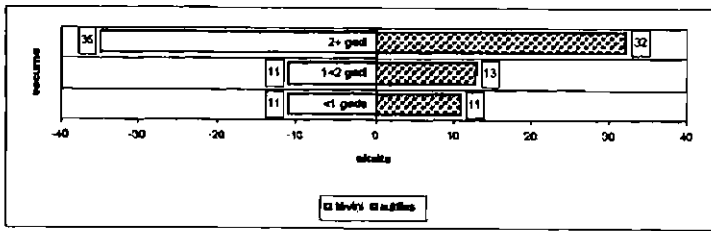
| Novērojums                                       | Mēnesis   | N   | Iespējamais mazuļu dzimšanas laiks | Literatūra* secinājuma pamatojumam |
|--|-----------|-----|------------------------------------|------------------------------------|
| Embriji agrīnā attīstības stadijā                | marts     | 1   | aprīlis – maijs                    | Reuther 1991                       |
| Palielināti folikuli, uzbriedušas dzemdes sienas | marts     | 2   | maijs – jūnijs                     | Tumanov, Sidorovich 1996           |
|  | oktobris  | 1   | februāris ?                        |                                    |
| Laktācija un palielināta dzemde                  | maijs     | 1   | aprīlis – maijs                    | Reuther 1993                       |
|  | oktobris  | 5   | aprīlis – septembris               |                                    |
|  | novembris | 2   | maijs – oktobris                   |                                    |
| Māte ar mazuļiem                                 | jūnijs    | 1   | marts                              | Reuther 1993; Renaud 1994          |
|  | novembris | 1   | maijs – jūnijs                     |                                    |
|  | novembris | 1** | augusts – septembris               |                                    |
| Kopā   | -         | 15  | februāris – oktobris               | -                                  |

\* autori, kas devuši datus par ūdru vairošanos un individuālo attīstību;

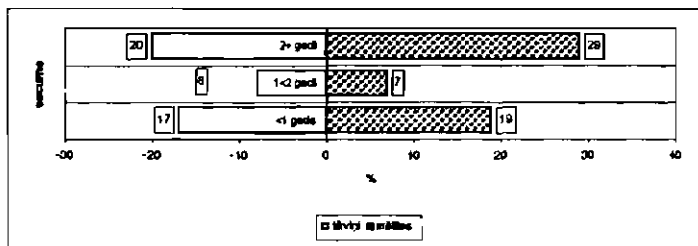
\*\* mazuļi bijuši ievērojami mazāki par māti

Reproduktīvo orgānu pārbaude parādīja, ka vidēji gadā vairošanās procesā ar saskatāmām vairošanās pazīmēm piedalās 38% no populācijā esošajām pieaugušajām ūdru mātītēm. Metienā mēdz būt 1-4 mazuļi (1.3. tab.), bet vidējais metiena lielums ir 2.69 ( $s=0.95$ ,  $n=13$ ).

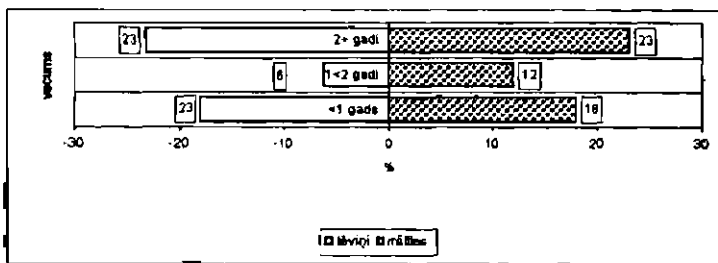
A



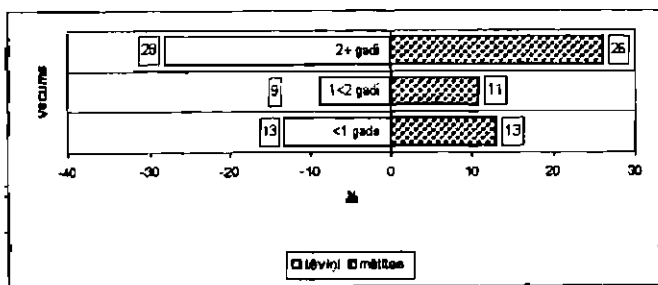
B



C



D



1.11. att. Ūdru populācijas dzimuma-vecuma struktūra.

A – 1986.-1997. g. nomedītie ūdri, kuriem šī darba ietvaros noteikts dzimums un aptuvenš vecums (n=113). B – 1986.-1997. g. Gaujas augštecē 60km posmā nomedītie + atlikušie ūdri (n=59). C – 1990. g. Gaujas augštecē 60km posmā nomedītie + atlikušie ūdri (n=17). D – teorētiskā dzimuma - vecuma struktūra Latvijas upēs.



## 1.4. Diskusija

### 1.4.1. Ūdru izplatība Latvijā un to noteicošie apstākļi

Pēdējās norādes par ūdru izplatību Latvijā pirms šī pētījuma uzsākšanas devis E. Tauriņš (1982), kā arī Latvijas PSR Sarkanās grāmatas veidotāji (Andrušaitis 1985). Abos darbos pausts uzskats, ka ūdri Latvijā izplatīti nevienmērīgi. Biežāk sastopami tie bijuši rietumu un austrumu rajonos, bet ievērojami retāk – piejūras zemienē un ziemeļu un ziemeļaustrumu rajonos. Mūsu darbā ietvertie materiāli liecina, ka vismaz, sākot ar astoņdesmito gadu otro pusi, ūdri sastopami visā Latvijas teritorijā. Ūdru uzturēšanās jūrā ietekošo upju grīvās un lejtecēs neliecina par to mazāku skaitu piejūras zemienē, bet darbības pēdu koncentrēšanās vietas Latvijas ziemeļu un ziemeļaustrumu rajonos Salacā un Gaujas augštecē nav izvietotas retāk kā pārējās Latvijas upēs. Regulāru pētījumu trūkums neļauj precizēt laiku, kad izveidojusies ūdru mūsdienu izplatības aina, bet nav arī īpaša pamata apgalvojumam par strauju skaita pieaugumu kopš 1985. gada, kā to rāda oficiālā statistika (Omicāns 1996a).

Iespējams, ka ūdru populācija sāka atjaunoties jau septiņdesmito gadu vidū vai to otrajā pusē. Nevar noliegt medību aizlieguma pozitīvo lomu šajā procesā. Tomēr šis periods sakrīt arī ar laiku, kad Latvijā visticamāk sāka uzlaboties ūdriem svarīgākie vides apstākļi. Vairums upju bija noregulētas jau līdz 1973. gadam, bet grāvju, mazo upju pieteku un regulēto augšteču kopgarums jau par vairāk nekā 1000 km pārsniedza to upju kopgarumu, kas garākas par 10 km (Cimdiņš, Liepa 1983). Tas nozīmē, ka pēc 1973. gada Latvijā samazinājās tieša ūdru biotopu iznīcināšana, par ko uzskatāma krastu apauguma likvidēšana un gultnes struktūras vienkāršošana (Heidemann, Riecken 1988). Tajā pat laikā bija radīti papildus ūdensceļi, kas varēja atvieglot ūdru izplatīšanās procesu un barības meklējumus. Jāņem vērā arī ātrāka ūdens līmeņa krišanās regulētajās ūdenstecēs, kas ziemas sākumā atbrīvo gaisa telpu zem ledus segas. Tas atvieglo ūdru eksistences apstākļus ziemā, jo bez šīs gaisa telpas tiem būtu pieejami tikai neaizsalstošie iecirkņi. Līdz astoņdesmito gadu sākumam lielākajā Latvijas daļā bija atjaunota bebru *Castor fiber* populācija (Балодис 1990). Vairāki autori norāda uz bebru pozitīvo nozīmi ūdru eksistences uzlabošanā (Laanetu 1989; Włodek et al. 1989; Sidorovich et al. 1996a), lai gan precīzi noskaidrot šīs ietekmes īpatsvaru pagaidām nav izdevies. Jāatzīmē arī udeņu eitrofikācijas straujais

pieaugums (Андрушайтис 1987), kas samazina toksisko vielu koncentrāciju biomasā (4. nod.). Kopumā jāatzīst, ka cilvēka radītās vides pārmaiņas nav viennozīmīgas un tādai ekoloģiski plastiskai sugai kā ūdrs (Tauriņš 1982) veiksmīgi izdevies iedzīvoties antropogēnā ainavā.

#### 1.4.2. Relatīvais apdzīvotības blīvums

Salīdzinot relatīvos apdzīvotības blīvumus upēs, jāsecina, ka Latvijā nepastāv skaidri redzama sakarība starp upes lielumu, platumu un ūdru aktivitātes maksimumiem tajā. Kaut arī darbā izmantotais upju dalījums ir tikai nosacīts un neizriet no ūdru ekoloģisko funkciju analīzes, rezultāti parāda, ka neliels relatīvais apdzīvotības blīvums, kas zemāks par vidējo, iespējams gan mazās - Sulā, Uriekstē, gan lielās - Daugavā, Lielupē, gan arī vidējās upēs - Bārtā, Vadakstē. Visdrīzāk relatīvo apdzīvotības blīvumu nosaka apstākļu komplekss, kurā ietilpst tādi faktori, kā krastu struktūra, cilvēku traucējošā darbība, ieskaitot medības, barības daudzums u. c. Tas novērots arī netālaļā Baltkrievijā, kur ūdri blīvāk apdzīvo ātri tekošas mazās upes, kā arī lielas un vidējas upes ar vidēju straumes ātrumu un vāji purvainu palieni aizsargājamās teritorijās (Сидорович 1992). Savukārt Lietuvā visaugstākais blīvums konstatēts mazajās upēs ar zemiem, purvainiem krastiem un niedru un lapukoku apaugumu, kā arī lielajās upēs ar augstiem krastiem, kuros pļavu veģetācija mijas ar lapukoku audzēm (Balčiauskas, Ulevičius 1995). Mūsu darbā atzīts, ka Latvijā līdzīgu sakarību meklējumi ir neveiksmīgi, jo upju raksturs bieži mainās pēc īsākiem intervāliem, nekā attālumi starp blakus esošiem ūdru darbības maksimumiem. Tādēļ nav izdevies ievākt pietiekami daudz datu par relatīvo apdzīvotības blīvumu noteiktos vienveidīgos apstākļos.

Zems ūdru relatīvais blīvums konstatēts 1991. gadā Latvijas lielākajā upē Daugavā. Par darbības pēdu koncentrēšanos Daugavā 3 km attālumā ap pietekām liecina fakts, ka tieši šajā zonā pazīmju skaits pārsniedz uzskaites sektoru skaitu. Turpretī 1-2 km un 4-6 km attālumā no pietekām uz katru uzskaites sektoru ir mazāk par vienu ūdru darbības pazīmi. Šī parādība varētu liecināt, ka Daugavas posmos, kur ietek mazākas upes, ūdru populācijas teritoriālā struktūra ir saistīta ar šīm pietekām un iespējams, ka tie paši ūdri, kas apdzīvo Daugavu, uzturas arī pieteku lejtecēs. Tas gan nenozīmē, ka visi Daugavā sastopamie ūdri ir vienlaicīgi arī pieteku apdzīvotāji, jo dažas pēdu koncentrācijas vietas atrastas pat 15 km attālumā no tuvākās pietekas (1.7. att.).

### 1.4.3. Populācijas struktūra un reprodiktīvie rādītāji

Populācijas sadalījums pa dzimuma un vecuma grupām iegūts, teorētiski koriģējot lamatās nejauši nomedīto ūdru paraugkopas dzimumu un vecumu struktūru (1.11. att.). Koriģēšanas procesā izvērtēts, vai iegūtā paraugkopa pārstāv dabā eksistējošo populāciju. Pilnīga atbilstība būtu nodrošināta tikai tad, ja visiem ūdriem neatkarīgi no dzimuma un vecuma pastāvētu vienāda varbūtība iekļūt lamatās. Mednieku sniegtās ziņas rāda, ka ievērojami biežāk noķerti ūdru tēviņi. Tas pats konstatēts arī lamatās noķertajiem ūdriem Baltkrievijā (Sidorovich 1997), Kanādas ūdriem *Lutra canadensis* Viskonsinā (Knudsen 1956) un uz autoceļiem sabrauktajiem Norvēģijā (Heggberget 1991) un Vācijā (Körbel 1994). To varētu izskaidrot ar tēviņu lielāku aktivitāti un mazāku piesardzību, jo par dabā eksistējošajām dzimumu proporcijām rakstošie autori norāda uz līdzīgu tēviņu un mātīšu skaitu (Stubbe 1969) vai pat mātīšu pārsvaru (Ansorge et al. 1997). Tomēr 12 gadu laikā mūsu pārbaudītie dzīvnieki (n=113) liek Latvijas mednieku sniegtās ziņas apšaubīt un atzīt, ka arī starp lamatās noķertajiem ūdriem dzimumu attiecība ir tuva 1:1 (1.11.A att.). Iespējams, mednieku aprindās valdošais uzskats, ka nomedīt jebkuru tēviņu ir prestižāk nekā mātīti, ietekmējis sniegto ziņu pareizību tajos gadījumos, kad dzimums faktiski nav noteikts, bet vēlāk nācies aizpildīt medību atļaujā paredzētos ierakstus. Kļūdas esamību mednieku datus apliecina arī tas, ka īpaši daudz tēviņu uzrādīts mazuļu grupā. Mazuļi dzimst proporcijā 1:1, bet līdz iznākšanai no midzeņa nedaudz vairāk izdzīvo tieši mātītes, turklāt gandrīz visu pirmo dzīves gadu metiens turas kopā (Reuther 1991), tādēļ biežākai tēviņu iekļūšanai lamatās trūkst izskaidrojuma. Personīgi pārbaudītajiem ūdru mazuļiem tēviņu pārsvars nav konstatēts.

Visgrūtāk nācies novērtēt lamatu selektivitāti attiecībā uz vecuma grupām. Visumā ūdri nav atzīti par piesardzīgu sugu attiecībā uz lamatām (Корытин 1986). Tādēļ domājams, ka iespējamā vecāku dzīvnieku pieredze izvairīties ir drīzāk specifiska indivīdiem un raksturīga vietām, kur lamatas ilgstoši lietotas, bet nevis visai populācijai. Visticamāk par lamatu upuriem biežāk varētu kļūt mazuļi, kuriem vairāk raksturīga spēlēšanās uzvedība un biežāka izkāpšana krastā. Tomēr salīdzinot populācijas reprodiktīvos rādītājus - vairošanās procesā iesaistītās mātītes un vidējo metiena lielumu - ar noķerto mazuļu daudzumu, atklājas, ka tiek noķerts par 30% mazāk tekošā gada mazuļu nekā varētu gaidīt, ņemot vērā notikušo pieaugumu. Tam iespējams tikai viens izskaidrojums – mazuļi tiek noķerti retāk nekā to mātes, jo.

pirmkārt, daļa mazuļu oktobrī un novembrī vēl atrodas midzenī, tātad ir jaunāki par 2 mēnešiem (Reuther 1993), otrkārt, iespējams, ka mazuļi reti izkāpj krastā vietās, kuras māte nav pārbaudījusi. Tādēļ mazuļu īpatsvars populācijā novērtēts kā 26% - ņemot vērā noķertajām mātītēm piedzimušo (pēc reproduktīvajām pazīmēm – 1.3., 1.4. tab.) nevis lamatās iekļuvušo mazuļu skaitu (1.11.D att.). Savukārt nepieaugušu - 1-2 gadus vecu ūdru īpatsvars ir 20%, kas nozīmē, ka līdz 1 gada vecumam bojā iet vismaz 23% mazuļu. Pieaugušu dzīvnieku grupa ir vislielākā – 54% no populācijas, un tas izskaidrojams ar to, ka ūdri spēj sasniegt 12-15 gadu vecumu (Ansorge et al. 1997).

Iegūtie dati izvērtēti arī salīdzinājumā ar citu autoru pētījumiem, un būtiskas atšķirības nav atrastas. Tekošā gada mazuļu īpatsvars Zviedrijā bijis 25-38% (Erlinge 1968), Igaunijā – 20-25% (Laanetu 1973), Baltkrievijas apmedītās teritorijās – 15.7-26.8% (Sidorovich 1997), Norvēģijā – 35% (Heggberget 1991), Kamčatkas pussalā – 26.1% (Илюшкин 1993). Liels mazuļu īpatsvars konstatēts vienīgi bijušajā Austrumvācijā pēc Stubbe (1969) datiem – 41.8%, bet pēc Ansorge et al. (1997) – 51.4%. Visas pieaugušās mātītes vairošanās procesā katru gadu nepiedalās arī citās populācijās. Igaunijā to īpatsvars kopš astoņdesmitajiem gadiem nokrities no 44 līdz 22% (Laanetu 1998). Baltkrievijas apmedītās populācijās ar mazuļiem ir 14-32% mātīšu, bet 46-48% mātīšu ar mazuļiem sastopamas neapmedītās populācijās (Sidorovich 1997). Vācijā ikgadus vairojas 60% mātīšu (Ansorge et al. 1997). Šī parādība ir saistīta ar ilgajiem intervāliem starp grūtniecības periodiem, jo ūdru mātes ilgi rūpējas par pēcnācējiem. Vidējais intervāls starp metieniem vienam indivīdam tiek vērtēts ap 15 mēnešiem (Chanin 1985).

Vidējie metienu lielumi literatūrā uzrādīti samērā līdzīgi. Latvijai ļoti tuvs rezultāts iegūts Baltkrievijā – 2.71 (Sidorovich 1997). Arī Vācijā vidējais metiens ir 2.7 (Ansorge et al. 1997). Igaunijā pēdējos gados konstatēta metiena lieluma samazināšanās no 2.5 līdz 1.8 (Laanetu 1998). Krievijas ziemeļrietumos pēc dīglu skaita konstatēts vidējais lielums 2.4 (Sidorovich, Tumanov 1994), tāds pat arī Polijā pēc Vlodeka novērojumiem (Wlodek et al. 1989).

Populācijas struktūras izpētes gaitā Gaujas upē (1.11.B un 1.11.C att.) izmantojām arī vairākus pieņēmumus, šādu pieeju aizgūstot no literatūras (Ansorge et al. 1997):

1. visā pētījumu laikā vides bioloģiskā ietilpība un teritorijas relatīvais apdzīvotības blīvums nav būtiski mainījies, kas nav pretrunā ar Gaujas augštece veiktais atkārtotās pēdu uzskaites rezultātiem (1.2. tab.);
2. nenokertie dzīvnieki pētīto posmu nepamet, un nenokertie pieaugušie indivīdi izdzīvo līdz nākošajai medību sezonai;
3. nokertie īpatņi atbilstoši vides ietilpībai aizvietojas ar atnācējiem no tuvākās apkārtnes, kā arī ar vietējo pieaugumu;
4. ja ir nokerta ūdru mātīte, kurai bijis zināms skaits mazuļu līdz gada vecumam, par ko liecina esošs vai nesen beidzies laktācijas stāvoklis, tad, pirmkārt, nosacītā tuvumā eksistē arī tēviņš, kas šo mātīti apaugļojis, otrkārt, šīs mātītes mazuļi, ja netiek nokerti, visticamāk arī aiziet bojā;
5. praktiski nepastāv citi ūdru mirstības faktori.

Rezultātā ik gadus Gaujā nokertajam ūdru skaitam pēc apstākļu loģiskas analīzes bijis iespējams pievienot arī to skaitu, kas kā minimums palicis apdzīvot pētīto posmu pēc medībām. Visbagātākais faktu materiāls ievākts 1990. gada rudenī, kad nokerti 10 ūdri un vismaz 7 zināmu dzimumu un vecuma grupu īpatņi palikuši nenokerti. Pēc šo 17 ūdru procentuālā sadalījuma iegūta Gaujas augštecei raksturīgā populācijas dzimumu un vecumu struktūra (1.11.C att.). Šis struktūras modelis iegūts relatīvi īsā laikā – viena gada nepilnos divos mēnešos, tādēļ to maz ietekmējusi dzīvnieku migrācija. Precīzu atbildi uz jautājumu par migrācijas lomu populācijas struktūras atjaunošanā pēc medībām spētu dot vienīgi dzīvnieku iezīmēšana.

Līdzīgs ir arī populācijas struktūras modelis, kas iegūts apvienojot visas 12 gadu laikā iegūtās ziņas par nokertajiem un iespējami atlikušajiem ūdriem pētītajā Gaujas daļā (1.11.B att.). Šī stabilitāte var liecināt, ka dotās struktūras populācija bijusi atjaunoties spējīga un kompensējusi medību radīto ūdru skaita samazināšanos. Tas gan nenozīmē, ka atjaunošanās notiktu, ja lamatas ar tādu pat intensitāti būtu izliktas garākā upes posmā.

Par mazuļu dzimšanas laiku Latvijā mūsu dati vēl ir nepietiekoši. Salīdzinot tos ar ģeogrāfiski tuvākajām populācijām – Igauniju, kur vairums mazuļu dzimst maijā – jūnijā, bet tiek atrasti arī rudenī (Laanetu 1973), un Baltkrieviju, kur vairums dzimst aprīlī – maijā un oktobrī (Sidorovich 1997), jāsecina, ka šie periodi visdrīzāk attiecināmi arī uz Latviju. To apstiprina arī mūsu ūdru populācijas morfometriskā izpēte (2. nod.). Vidējais bebru lamatās rudenī iekļuvušo mazuļu svars (1. tab. 3.

pielikumā) ir 4.14 kg tēviņiem un 3.93 kg mātītēm. Tā kā 4 kg svaru ūdrēni var sasniegt nepilnos piecos mēnešos (Renaud 1994), tad secinām, ka bebru medībās noķertie ūdru mazuļi lielākoties dzimuši maijā un jūnijā.

#### 1.4.4. Ūdru skaita vērtējums

Populācijas lielumu novērtējam pēc iepriekš noskaidrotajiem populācijas struktūras rādītājiem un piemērotu biotopu daudzuma Latvijas teritorijā. Zinot vidējo svērto attālumu starp ūdru darbības centriem upēs (8.3 km), var rēķināties, ka ikvienā ūdenstecē vai tās posmā, kas garāks par 9 km, būs vidēji viens ūdru aktivitātes centrs. Latvijā šāda garuma upes ir 777 ar kopējo garumu 18 500 km (Sarma 1990). Tā kā nav pamata uzskatīt, ka kādā no šīm upēm ūdri nedzīvotu, varam aprēķināt, ka kopā tajās izvietoti 2220 ūdru aktivitātes centri.

Tālākais jautājums ir, cik ūdru vidēji vienā darbības pazīmju koncentrēšanās vietā uzturas. Dotā garuma upēm atbilst Latvijā vidējais populācijas struktūras modelis (1.11.D att.). Populācijā 28% dzīvnieku ir pieauguši tēviņi. Var pieņemt, ka tie dzīvo vientuļi vairāku mātīšu iecirkņu robežās (Erlinge 1968), tomēr nevar izslēgt, ka tie atstāj savas pēdas arī koncentrēšanās vietās, kas nesakrīt ar nevienu no mātīšu aktivitātes centriem. Tikai 10% no visas populācijas dzīvniekiem ir mātītes, kurām ir mazuļi (38% no 26% pieaugušo mātīšu populācijā), kas nozīmē, ka, pieskaitot tām mazuļus (26%), 36% no populācijas kopskaita dzīvo grupās vismaz pa 3 ūdriem kopā - mātīte ar diviem mazuļiem (1.3. tab.). Var pieņemt, ka šāda grupa atstāj kopīgu darbības pazīmju koncentrēšanās vietu, kura nesakrīt ar vientuļi dzīvojošo ūdru aktivitātes centriem. Atlikušo populācijas daļu - arī 36% - veido mātītes, kurām pēdējā gadā mazuļi nav dzimuši un 1-2 gadus veci dzīvnieki. Daļa no šī skaita var veidot grupas, bet daļa - dzīvot individuāli. Nosacīti var pieņemt, ka šie atlikušie 36% populācijas dzīvo vidēji pa 1.5 ūdriem grupā. Rezultātā tiek iegūti sekojoši aprēķina noteikumi:

- pārrēķinot mūsu veiktās uzskaites datus uz upju kopgarumu, pavisam Latvijā iespējami vismaz 2220 ūdru regulāras uzturēšanās iecirkņi;
- 28% no populācijas – tēviņi - aizņem iecirkņus pa 1 dzīvniekam katrā;
- 36% dzīvo vismaz pa 3 vienā iecirknī;
- atlikusī ūdru populācijas daļa dzīvo vidēji pa 1.5 indivīdiem vienā iecirknī;
- nezināmais lielums ir ūdru kopskaits.

Ievērojot šo procentuālo sadalījumu, aprēķināts, ka 100 ūdri varētu atstāt vismaz 64 darbības pazīmju koncentrēšanās vietas. Atliek izrēķināt, cik ūdri pēc tādiem pat nosacījumiem izvietotos 2220 iecirkņos. Šis lielums ir ~3500.

Protams, ka šajos aprēķinos ir daudz pieņēmumu, tomēr to pamatā ir 9% Latvijas upju garumu pārbaude un nosacījumi, kas izraudzīti ar nolūku nepārspilēt iespējamo ūdru daudzumu nevienā no aprēķinu etapiem, kā piemēram, pieņēmums, ka visi pieaugušie tēviņi dzīvo tikai pa vienu. Darba rezultātā varam secināt, ka pēdējos gados Latvijā, ņemot vērā ezeru un atklāto nosusināšanas sistēmu daudzumu, kopumā dzīvo vismaz 4000 ūdru.

### 1.5. Secinājumi

- Ūdri kopš astoņdesmitajiem gadiem izplatīti visā Latvijas teritorijā. Atšķirībā no ziņām par situāciju, kāda šajā gadsimtā pastāvējusi līdz tam, valsts iekšienē nav konstatētas reģionālas atšķirības ūdru izplatībā.
- Ūdru darbības pēdas gar krastu līniju nav izvietotas vienmērīgi, bet koncentrējas vietās, kuras noteicām, uzskaitot visas aktivitātes pazīmes pēc vienota principa, sadalot maršrutus 1km garos posmos. Šī pieeja tika izmantota ūdru relatīvā apdzīvotības blīvuma noteikšanai upēs. Veicot 24 maršrutus par 9 km garākās upēs, kas summā veido 9% no šādu upju kopgaruma Latvijā, konstatēts, ka relatīvais apdzīvotības blīvums, nosacīti grupējot maršrutus pēc upes vidējā platumā, būtiski neatšķiras. Tomēr atsevišķos gadījumos upju augštece izrādījusies blīvāk apdzīvota par lejteci, vai arī lielā upē ūdru darbība koncentrējusies ap tās pietekām.
- Latvijā kopumā dzīvo apmēram 4 tūkstoši ūdru.
- Populācijas dzimuma un vecuma struktūra uzskatāma par normālu – sugai tipisku. To raksturo aptuveni vienāds tēviņu un mātīšu skaits populācijā, un sekojošs sadalījums vecuma grupās – 26% mazuļu, kas jaunāki par gadu, 20% 1-2 gadus vecu nepieaugušu un 54% pieaugušu ūdru.
- Bebru medību izraisītā ūdru mirstība populācijā attiecībā pret tās atražošanas spēju pagaidām atzīstama par pieņemamu un pašatjaunošanos neapdraud.

## 2. Latvijas ūdru populācijas morfometriskā analīze

### 2.1. Ievads

Latvijas ūdru mūsdienu morfometriskie dati literatūrā nav sastopami, kā arī nav norādes, ka šādi pētījumi jebkad tikuši veikti (Tauriņš 1982). Dati par citām ūdru populācijām literatūrā reti balstās uz skaitliski lielām paraugkopām. Morfometrisko aprakstu iegūšana par ūdriem ir ilgstošs process, jo pētnieku rokās reti kad nonāk svaigi tikko kā bojā gājuši dzīvnieki. Arī dzīvu noķertu vai nebrīvē turētu ūdru mērīšana ir stipri ierobežota. Vairāk datu ir par galvaskausu izmēriem, jo tie iegūstami no muzeju kolekcijām. Ķermeņa un to daļu izmēriem nav tikai populāciju aprakstoša nozīme, jo zīdītāju ekoloģiskajos pētījumos ķermeņa izmēru un masas rādītāji tiek analizēti vairākos aspektos. Tie zināmā pakāpē nosaka sugu ekoloģiskās nišas un starpsugu konkurenci (Giller 1984 citēts pēc Джиллер 1988; Schröpfer, Stubbe 1992), tiem ir saistība ar sezonālajiem cikliem (Ebersbach, Stubbe 1994), ar mirstības faktoriem (Mason, Madsen 1990), ar augšanas reakciju uz vides piesārņojumu (Smit et al. 1996), un tos izmanto populācijas demogrāfiskās struktūras pētījumos pēc dabā atstāto pēdu nospiedumu izmēriem (Sidorovich 1991). Ūdru galvaskausa atsevišķi parametri un skeleta daļu izmēri saistīti ar kopējo ķermeņa augšanu un izmantojami aptuvenā vecuma noteikšanā (Friley 1949). Informācija par ūdru izmēriem ir saistīta arī ar konkrētu tehnisku iekārtu izgatavošanu sugas aizsardzībai, kā piemēram, speciāls režģis, lai novērstu ūdru iekļūšanu rūpnieciskās zivju zvejas murdos (Van Moll 1990). Astoņdesmitajos gados bebru medībās izmantotajās lamatās iekļuvušie ūdri Latvijā deva unikālu iespēju morfometrisko datu ieguvei salīdzinoši lielā apjomā. Šīs iespējas izmantošanai tika izvirzīti sekojoši uzdevumi:

- ievākt un apstrādāt morfometriskos datus par ūdru galvaskausu, ķermeni un tā atsevišķām daļām;
- pārbaudīt, vai populācijas morfometriskajiem parametriem ir saistība ar galvenajiem ekoloģiskajiem faktoriem - biotopu, sezonu un barošanās apstākļiem;
- noskaidrot, vai pastāv sakarība starp ūdru atstāto pēdu lielumu dabā un dzīvnieka vecumu un dzimumu.

### 2.2. Materiāls un metodes

Veicot pētījumus, izmantots materiāls par 111 ūdriem, kas bija iekļuvuši bebru lamatās no 1985. līdz 1997. gadam un vienu ūdru, kas atrasts beigts ar nezināmu



bojāejas cēloni (n=112). Visos gadījumos iespējamības robežās svaigi bojā gājušie dzīvnieki pirms nodīrāšanas un sekcijas nosvērti un izmērīti, iegūstot sekojošus parametrus.

Ķermeņa mērījumi (cm):

1. *cr* - ķermeņa garums: no purngala līdz anālajai atverei, ko mēra ventrāli, dzīvnieku novietojot izstieptu uz muguras;
2. *cd* - astes garums: no anālās atveres līdz astes galam, neskaitot apmatojumu astes galā;
3. *mn* - priekškājas pēdas nospieduma garums: no izstiepta vidējā pirksta gala, neskaitot nagu, līdz neapmatotās daļas tālākajam aizmugurējam punktam;
4. *ps* - pakaklājas pēdas nospieduma garums: analogiski priekškājai;
5. *mc* - ķermeņa masa (kg).

Garuma mērīšanai izmantota mērlenta ar precizitāti līdz 0.5 cm. Svēršanai lietoti sviras - atsvara sviri ar 0.05 kg precizitāti. Īpatņiem, kuriem zināma gan ķermeņa masa, gan kopgarums (*cr + cd*), aprēķināts ķermeņa kondīcijas indekss (Le Cren 1951; Kruuk et al. 1987 citēti pēc Kruuk 1995).

$k = W/cL^n$ , kur **k** ir kondīcijas indekss ar vērtību ideālā gadījumā 1.0;

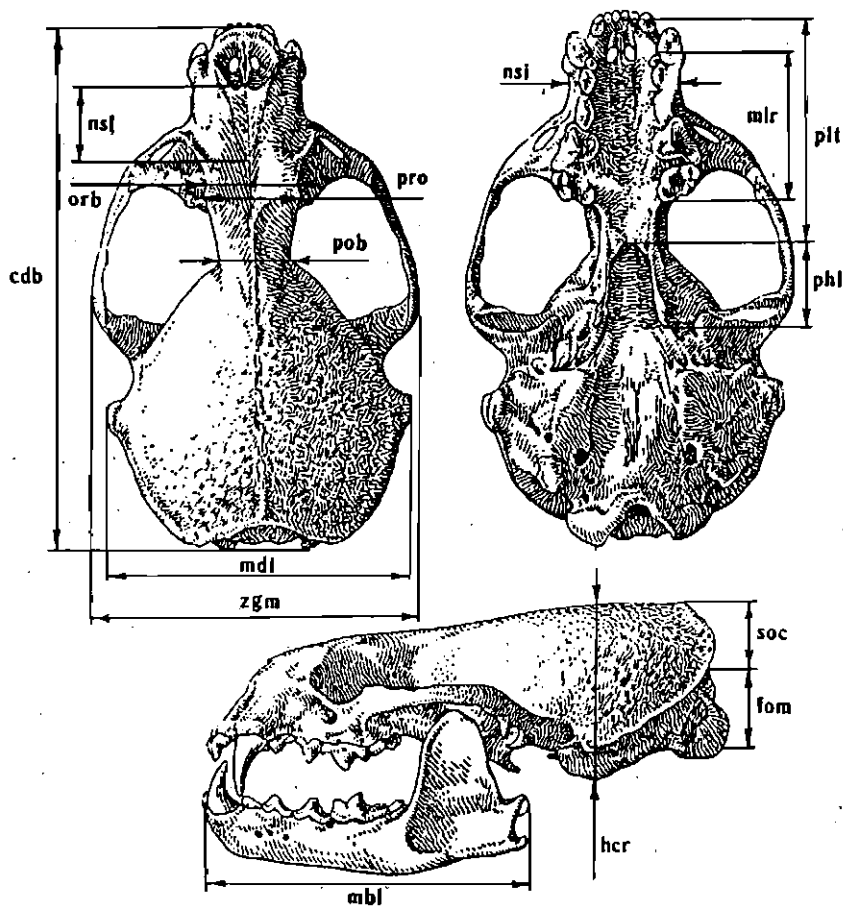
**W** ir ķermeņa masa kg; **c** ir skaitlis 5.87 tēviņiem un 5.02 mātītēm;

**L** ir ķermeņa kopgarums metros; **n** ir skaitlis 2.39 tēviņiem un 2.33 mātītēm.

Populācijas kranimetriskai analīzei izmantoti 16 galvaskausa mērījumi. Tie izraudzīti, iepazīstoties ar citu autoru analogiskiem pētījumiem un izvēloties biežāk izmantotos parametrus (Новиков 1956; Harris 1968; van Zyll de Jong 1972; Ansorge 1992; Ansorge, Stubbe 1995; Лаужель, Сідаровіч 1995).

Galvaskausa mērījumi (mm) (2.1. att.):

1. *cdb* - kondilobazālais garums: no starpžokļa kaula *os praemaxillare* priekšējā distālā punkta līdz pakauša locītavas pauguru *condyli occipitales* aizmugurējiem distālajiem punktiem;
2. *nsl* - deguna kaulu garums: pa vidusšuvi starp deguna kauliem *ossa nasale*;
3. *plt* - cieto aukslēju (palatālais) garums: no priekšzobu alveolu aizmugurējās malas pa aukslēju vidusšuvi *sutura palatina* līdz aukslēju kaula *os palatinum* izgriezumam;



2.1. att. Ūdra galvaskausa mērījumu shēma (zīmējums pēc Новиков 1956).

4. *phi* - aukslēju izgriezuma garums: no aukslēju kaula izgriezuma priekšējās malas līdz spārņveida kaula izaugumu (*processi humulares*) aizmugurējiem distālajiem punktiem;
5. *mlr* - augšējās dzerokļu rindas garums: labajā pusē no pirmā priekšējā dzerokļa līdz pēdējam dzeroklim starp alveolu tālākajām malām;
6. *zgm* - zigomātiskais platums: platākā vieta starp vaigu loku ārmalām;
7. *nsi* - deguna daļas platums: šaurākā deguna daļas vieta aiz ilkņu alveolām;
8. *mdi* - mastoidālais platums: platākā vieta starp *processi mastoideus*;
9. *orb* - orbitālais platums: šaurākā vieta starp acu orbītām;

10. *pro* - postorbitālais platums: platākā vieta starp virsacu izaugumiem *processi postorbitalis*;
11. *pob* - postorbitālais sašaurinājums: šaurākā vieta aiz acu orbītām;
12. *hcr* - galvaskausa augstums dzirdes bungu rajonā: no dzirdes bungu *bullae tympani* apakšējām virsmām līdz pakauša šķautnes *crista sagittalis* augstākajam punktam;
13. *soc* - pakauša kaula zvīņas augstums: augšējā pakauša kaula *os supraoccipitale* augstākais punkts (pakauša šķautnes sākums) virs lielās pakauša atveres *foramen occipitale magnum*;
14. *fom* - pakauša atveres augstums: lielās pakauša atveres augstākais punkts virs pamata pakauša kaula *os basioccipitale*;
15. *mbl* - apakšzokļa garums: no apakšējo priekšzobu alveolu priekšējām malām līdz apakšzokļa locītavas galviņas *processus articularis* distālajam punktam;
16. *mcr* - galvaskausa masa (g).

Galvaskausu mērījumi izdarīti ar bīdmēru, kura precizitāte ir 0.1 mm. Svēršanai izmantoti laboratorijas svāri ar 100 mg precizitāti. Tā kā daļai kolekcijā savāktu galvaskausu ir dažādi bojājumi, visus uzskaitītos mērījumus nebija iespējams veikt visiem indivīdiem, tādēļ paraugkopas apjoms katram mērījumam ir atšķirīgs (1.-3. tab. 3. pielikums). Tēviņiem iespēju robežās noteikts arī dzimumlocekļa kauliņa *os penis* garums (mm) un masa (g).

Visi iegūtie morfometriskie dati grupēti pa 3 vecuma grupām (juv. - < 1 g., subad. - 1-2 g., ad. - 2+ g.), vecuma noteikšanai izmantojot galvaskausa pazīmes, kā arī tēviņiem *os penis* formu un izmērus (Stubbe 1969, Zinke 1997). Mātītēm vecumu norādījis arī reproductīvo orgānu stāvoklis - dzeltenuma ķermeņu un folikulu esamība olnīcās.

Īpaši raksturīga nepieauguša ūdra pazīme līdz apmēram gada vecumam ir neizveidojies zobu cementa slānis ap saknes kanālu. Šādam no alveolas izņemtam zobam saknes galā redzama kanāla atvere (Клевезаль 1988). Arī piena zobu esamība, ko novērojām vienā gadījumā, ļauj dzīvnieku nešaubīgi iedalīt pirmajā vecuma grupā. Kopumā ūdru piederība grupai, kas jaunāka par gadu, nosakāma praktiski nekļūdīgi.

**1-2 gadu vecumu** pareizāk iespējams noteikt tēviņiem, ja pieejams *os penis*. Tomēr literatūrā ir norādes, ka arī pieaugušiem ūdriem apmēram līdz 4 gadu vecumam konstatēti nepilnīgi veidoti dzimumlocekļa kauliņi (Zinke 1997). Arī mātītēm iespējama vecuma pazīmju pārsegšanās robežās starp 2. un 3. grupu. Pārsegšanās

attiecas uz dzīvniekiem, kuriem 1-2 gadu vecumā straujāk attīstījies galvaskauss, kā arī tiem, kuriem pēc 2 gadu vecuma vēl ne reizi nav iestājusies ovulācija, respektīvi, olnīcās nav dzeltenuma ķermeņu. Tāpēc iespējams, ka daži 1-2 gadus veci ūdri novērtēti kā vecāki, un, savukārt, daži, kas patiesībā bijuši vecāki, pieskaitīti jaunākai grupai. Kopējos rezultātus tas ievērojami nevar ietekmēt, jo vienāda iespēja kļūdīties bijusi abos virzienos.

Visiem parametriem aprēķināts vidējais aritmētiskais, standartnovirze ( $s$ ) un variācijas koeficients ( $v$ ). Vidējo lielumu atšķirību būtiskums starp salīdzinātajām paraugkopām novērtēts pēc Stjudenta ( $t$ ) kritērija (Рокицкий 1967, Liepa 1974). Dzimuma dimorfisms izmēros izteikts pēc formulas:

$Dmf=100(A-B)/A$ , kur  $A$  - vidējais aritmētiskais tēviņiem,

$B$  - vidējais aritmētiskais mātītēm (van Zyll de Jong 1972).

Analīzes gaitā morfometriskie dati apvienoti nosacītās paraugkopās atkarībā no biotopa - lielās un mazās upes, kā arī no sezonas - rudens un pavasaris. Pie nosacīti lielām upēm pieskaitītas Aiviekste, Gauja, Irbe, Lielupe, Salaca, Tirza un Venta. Par mazajām upēm uzskatītas šo upju pietekas.

### 2.3. Rezultāti

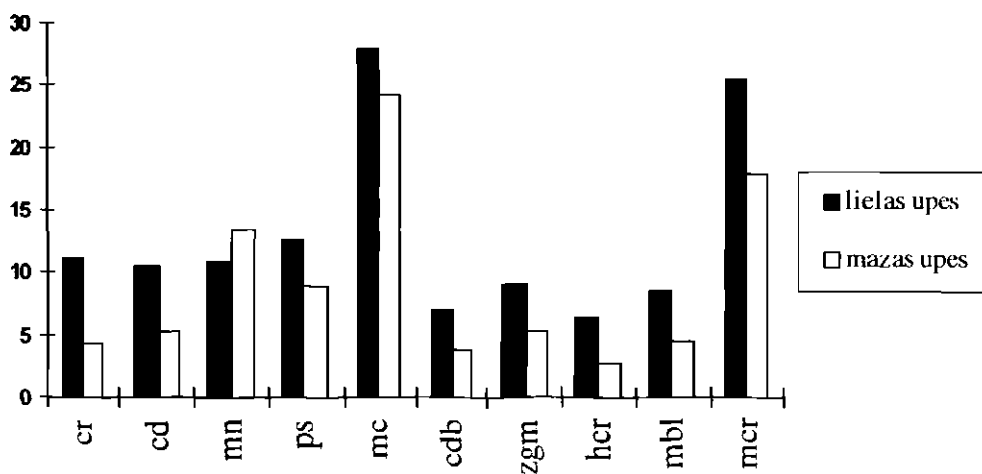
Analīzei izmantojamie ķermeņa mērījumi apkopoti 1. – 3. tabulās 3. pielikumā. Dzimumu dimorfisms visvairāk izpaužas ķermeņa masā un pēdu neapmatotās daļas izmēros. Visizteiktākais tēviņu pārsvars pār mātītēm konstatēts pieaugušo dzīvnieku grupā, bet mazuļu grupā, kas jaunāki par gadu, garākas ir ūdru mātītes. Ķermeņa kondīcija aplūkotajā paraugkopā ( $n=65$ ) svārstās no 0.79 līdz 1.40 ar vidējo indeksu 1.023 ( $s=0.126$ ). Pieaugušu tēviņu vidējais kondīcijas indekss ir mazāks nekā mātītēm ( $0.966 < 1.066$ ), un šī atšķirība ir statistiski būtiska ( $t=2.94$ ,  $\gamma=44$ ,  $p < 0.01$ ).

Salīdzinot pieaugušu ūdru tēviņu un mātīšu ķermeņa izmēru rādītājus starp paraugkopām, kas iegūtas no lielākām upēm un mazajām ūdenstecēm šo pašu upju baseinos, konstatēts, ka mazajās upēs tēviņi ir vidēji īsāki. To vidējais ķermeņa kopgarums ar asti sastādīja 110.9 cm,  $s=5.1$ ,  $n=8$ ; vidējais galvaskausa kondilobazālais garums  $cdb=114.5$  mm,  $s=2.3$ ,  $n=12$ ), un tie ir arī vieglāki ( $mc=7.79$  kg,  $s=0.96$ ,  $n=11$ ) nekā lielajās upēs, kur vidējais ķermeņa kopgarums ir 119.3 cm,  $s=6.4$ ,  $n=16$ ;  $cdb=117.7$  mm,  $s=2.7$ ,  $n=22$ ;  $mc=8.51$ ,  $s=0.87$ ,  $n=17$ ). Šīs atšķirības ir statistiski būtiskas (ķermeņa kopgarumam:  $t=3.20$ ,  $\gamma=22$ ,  $p < 0.01$ ;  $cdb$ :  $t=3.47$ ,  $\gamma=32$ ,

$p < 0.001$ ;  $mc$ :  $t = 2.06$ ,  $\gamma = 26$ ,  $p < 0.05$ ). Mazajās ūdenstecēs pieaugušajiem tēviņiem toties ir vidēji lielāks ķermeņa kondīcijas indekss ( $k = 1.016$ ,  $s = 0.077$ ,  $n = 8$ ) nekā lielajās upēs ( $k = 0.939$ ,  $s = 0.097$ ,  $n = 15$ ;  $t = 1.974$ ,  $\gamma = 21$ ,  $p < 0.1$ ). Pieaugušu mātīšu vidējiem izmēriem un kondīcijai nav raksturīgas būtiskas atšķirības starp lielajām un mazajām ūdenstecēm. Lielajās upēs to ķermeņa kopgarums ir 106.2 cm ( $s = 5.7$ ,  $n = 15$ ), galvaskausa  $cdb$  ir 109.5 mm ( $s = 3.7$ ,  $n = 18$ ), ķermeņa svars 6.13 kg ( $s = 0.69$ ,  $n = 15$ ), bet ķermeņa kondīcija 1.07 ( $s = 0.14$ ,  $n = 15$ ). Mazajās ūdenstecēs savukārt ķermeņa kopgarums mātītēm ir 104.3 cm ( $s = 4.2$ ,  $n = 8$ ),  $cdb = 110.2$  mm ( $s = 2.5$ ,  $n = 10$ ),  $mc = 7.40$  kg ( $s = 0.55$ ,  $n = 5$ ) un  $k = 1.07$  ( $s = 0.13$ ,  $n = 8$ ).

Pastāv arī atšķirības izmēru dzimumu dimorfismā starp ūdriem lielajās un mazajās ūdenstecēs. Lielajās upēs dzimumu dimorfisms ķermeņa izmēros ir izteiktāks (2.2. att.).

Nav atrasta būtiska atšķirība ( $p > 0.1$ ) starp ķermeņa kondīcijas indeksiem abu dzimumu pieaugušajiem ūdriem, kas noķerti rudenī no oktobra līdz decembrim ( $k_{vid} = 1.01$ ,  $s = 0.13$ ,  $n = 41$ ) un pavasarī, galvenokārt martā ( $k_{vid} = 1.05$ ,  $s = 0.08$ ,  $n = 5$ ).



2.2 att. Dzimumu dimorfisma atšķirības galvenajiem pieaugušu ūdru ķermeņa un galvaskausa vidējiem izmēriem lielajās un mazajās ūdenstecēs. Pavisam lielajās ūdenstecēs izmērīti 22 tēviņi un 19 mātītes, mazajās ūdenstecēs - attiecīgi 13 un 12 dzīvnieki. cr - ķermeņa garums; cd - astes garums; mn - priekšējās pēdas garums; ps - pakalējās pēdas garums; mc - ķermeņa svars; cdb - galvaskausa kondilobazālais garums; zgm - galvaskausa zigomātiskais platumš; hcr - smadzeņu kapsulas augstums; mbl - apakšžokļa garums; mcr - galvaskausa masa.

Izdarot pēdu neapmatoto daļu garumu vidējo aritmētisko rādītāju salīdzināšanu dzimuma un vecuma grupās (*t* kritērijs), iegūts pārskats par ticamību, ar kādu iespējams atšķirt aplūkoto grupu indivīdus pēc to pēdu nospiedumiem dabā (2.1. tab.).

2.1. tabula

Priekšējo pēdu neapmatotās daļas garumu atšķirības starp ūdru vecuma un dzimuma grupām

|          | ♂ juv. | ♀ juv. | ♂ subad. | ♀ subad. | ♂ ad. | ♀ ad. | Grupu skaits, starp kurām izmēri būtiski atšķiras |
|----------|--------|--------|----------|----------|-------|-------|---|
| ♂ juv.   |        | 0.1    | n        | n        | 0.05  | n     | 2   |
| ♀ juv.   |        |        | 0.1      | n        | 0.001 | n     | 3   |
| ♂ subad. |        |        |          | n        | n     | n     | 1   |
| ♀ subad. |        |        |          |          | 0.01  | n     | 1   |
| ♂ ad.    |        |        |          |          |       | 0.001 | 4   |
| ♀ ad.    |        |        |          |          |       |       | 1   |

**Paskaidrojumi:** juv. - jaunāki par gadu, subad. - 1<2 g., ad. - 2 g. un vecāki, n - atšķirība starp pēdu izmēriem nav būtiska, decimālskaitlis - atšķirība ir ticama pie norādītā būtiskuma līmeņa, vesels skaitlis - atšķirība ir būtiska ar norādīto skaitu citu grupu, konkrētos pēdu izmērus skat. 1.-3. tab. 3. pielikumā.

2.2. tabula

Pakaļējo pēdu neapmatotās daļas garumu atšķirības starp ūdru vecuma un dzimuma grupām

|          | ♂ juv. | ♀ juv. | ♂ subad. | ♀ subad. | ♂ ad. | ♀ ad. | Grupu skaits, starp kurām izmēri būtiski atšķiras |
|----------|--------|--------|----------|----------|-------|-------|---|
| ♂ juv.   |        | 0.1    | 0.1      | n        | 0.02  | n     | 3   |
| ♀ juv.   |        |        | 0.05     | n        | 0.001 | 0.1   | 4   |
| ♂ subad. |        |        |          | 0.1      | n     | 0.1   | 4   |
| ♀ subad. |        |        |          |          | 0.001 | n     | 2   |
| ♂ ad.    |        |        |          |          |       | 0.001 | 4   |
| ♀ ad.    |        |        |          |          |       |       | 3   |

**Paskaidrojumi:** skat. 2.1. tab.

Kraniometriskos datus paraugkopas ir lielākas, jo galvaskausus bija iespējams iegūt no lielāka indivīdu skaita nekā ķermeņa mērījumus (1.-3. tab. 3. pielikumā).

Kopumā galvaskausu izmēriem mazāk izteikts dzimumu dimorfisms nekā ķermeņa izmēriem. Pēc kranimetriskās analīzes viskrasāk dimorfisms izpaužas pieaugušu ūdru galvaskausu masā, kas mātītēm vidēji ir par 23% mazāka (1.-3. tab., 2.2. att.) nekā tēviņiem.

## **2.4. Diskusija**

### **2.4.1. Populācijas morfometriskā identitāte**

Pēc ķermeņa garuma un masas Latvijas ūdru izmēri pilnībā saskan ar doto sugas aprakstu (Новиков 1956; Гептнер et al. 1967; Görner, Hackethal 1988; Prūsaite et al. 1988; Сідоровіч 1990), kaut arī literatūrā minētos sugas indivīdu maksimālos izmērus mēs nekonstatējam. Latvijā sastopamie ūdri ir īsāki un vieglāki nekā Lietuvā izmērītie (Prūsaite et al. 1988). Taču paraugkopa no Lietuvas ir pārāk maza (6 tēviņi un 6 mātītes), lai spriestu par populāciju atšķirībām.

Arī pēc kranimetriskās analīzes Latvijas populācija atbilst izmēriem, ko minējuši citi autori savos darbos (Новиков 1956; Harris 1968; Prūsaite et al. 1988; Сідоровіч 1990; Ansorge, Stubbe 1995). Ievērojamas atšķirības galvaskausu izmēros netika konstatētas, savstarpēji salīdzinot arī Gaujas un Daugavas lielbaseinu populācijas, kaut gan galvaskausu aprakstošo (fenētisko) pazīmju salīdzinājums liecina par zināmu nošķirtības pakāpi abu populāciju mikroevolūcijā (Sidorovich et al. 1997).

Galvaskausa izmēriem neatkarīgi no vecuma grupas raksturīgs samērā stabils dzimuma dimorfisms, kurpretī ķermeņa un astes garums mātītēm pirmajā dzīves gadā vidēji ir pat lielāks nekā tēviņiem. Vēlākajos gados tēviņi ķermeņa augšanā apsteidz mātītes ievērojami vairāk nekā rāda attiecīgo galvaskausu izmēri.

Vienīgi *os penis* vidējais garums pieaugušiem ūdriem Latvijā ir lielāks - 67.2 mm – nekā tas norādīts fundamentālā literatūrā (Гептнер et al. 1967) attiecībā uz bijušo PSRS teritoriju - 65 mm. Latvijas populācijai raksturīgi visai lieli dzimumlocekļu kauliņi - 62.2-72.8mm - arī salīdzinājumā ar sugas areāla rietumdaļā iegūtajiem datiem – 56-75mm (Jensen 1964 citēts pēc Reuther 1993).

### **2.4.2. Hipotēze par vides trofiskās ietilpības sasniegšanu**

Mūsu aprēķinātais vidējais kondīcijas indekss populācijā – 1.023 - uzskatāms par normālu. Pētījumos, kas veikti Šetlandē, Skotijā un Dānijā (Mason, Madsen 1990; Kruuk 1995), ķermeņa kondīcijas indeksi arī pārsnieguši 1.0 vērtību tiem ūdriem, kas gājuši bojā dažādos negadījumos, kurus var pielīdzināt iekrišanai bebru lamatās, proti,

kas atkarīgi no dzīvnieku aktivitātes. Mūsu konstatētā ķermeņa kondīciju atšķirība starp tēviņiem un mātītēm minētajos darbos nav norādīta. Salīdzināmu materiālu trūkuma dēļ pagaidām nav iespējams secināt, vai šis fakts attiecas tikai uz Latvijas populāciju, vai arī tā ir vispārēja sugai vai reģionam raksturīga parādība.

Nav izslēgts, ka atšķirības ķermeņa kondīcijā starp dzimumiem rada atšķirīga uzvedība. Speciālu datu par teritorijas izmantošanu un barošanās specifiku atkarībā no ūdru dzimuma Latvijā nav, taču esam novērojuši, ka labos eksistences apstākļos iespējama pieaugušu mātīšu koncentrācija un to skaitlisks pārsvars pār tēviņiem (Ozoliņš, Rantiņš 1995). Pastāv arī pētījumi citās ūdru populācijās, kas apstiprina mātīšu saistību ar labākiem trofiskajiem apstākļiem, optimālāku biotopa fizisko struktūru, kā arī ievērojami mazāku indivīda teritoriju (Kruuk 1995). Tātad neviendabīgi eksistences apstākļi, kuriem sugas sekmīgākas izdzīvošanas nodrošināšanai evolucionāri pakļāvusies arī populācijas teritoriālā struktūra un biotopu izmantošanas modelis (Jarman, Kruuk 1993 citēts pēc Kruuk 1995), arī Latvijā varētu būt par iemeslu, kādēļ ūdru tēviņi atšķirībā no mātītēm vairāk uzturas otršķirīgos biotopos un tiem ir sliktāka ķermeņa kondīcija. Šobrīd mūsu rīcībā ir sekojoši dati, kas varētu būt par pamatu apgalvojumam, ka Latvijas ūdru populācija dzīvo uz vides barības resursu ietilpības robežas:

**pirmkārt**, ūdru skaits Latvijā pēdējā laikā ir salīdzinoši liels un stabils (1. nod.);

**otrkārt**, to barības raciona atšķirība no pārējā sugas areāla, jo tie patērē daudz barības objektu, kuri iegūti ārpus ūdens (3. nod);

**treškārt**, tēviņiem bez redzamu kaitīgu faktoru ietekmes ir būtiski zemāka ķermeņa kondīcija nekā mātītēm.

Tomēr apgalvojuma izvirzīšana par vides trofiskās ietilpības sasniegšanu pagaidām nav līdz galam pamatota, jo konstatēti vēl arī citi fakti, kas šādā hipotēzē neiederas.

#### **2.4.3. Hipotēze par populācijas morfometrisko struktūru kā seksuālās uzvedības ietekmes sekām uz populācijas teritoriālo struktūru**

Vidējo ķermeņa izmēru un ķermeņa kondīciju atšķirība pieaugušiem ūdru tēviņiem atkarībā no apdzīvotā biotopa - nosacīti lielas upes vai to mazās pietekas - arī ir svarīga detaļa jau iepriekš pieminētajā populācijas struktūras pielāgotībā vides neviendabīgumam. Ekomorfoloģiskā specializācija, kas izpaužas kā pielāgotība nosacīti nemainīgiem vides apstākļiem - ūdeņiem un to krastu joslai, ūdrus ierindo starp sugām, kuru ķermeņa izmēri maz mainās atkarībā no populācijas ģeogrāfiskā



novietojuma areālā (Tserevitinov 1970). Mūsu rezultāti liecina, ka pat ģeogrāfiski nelielā un salīdzinoši viendabīgā teritorijā iespējamas statistiski būtiskas atšķirības teritoriālu grupu morfometriskajā raksturojumā atkarībā no izvēlēta biotopa. Šīs atšķirības varētu saistīt ar atšķirīgiem barošanās apstākļiem, jo lielās upes raksturīgas ar izmēros lielāku zivju, bet retāku abinieku un kukaiņu sastopamību racionā (3. nod.). Diemžēl, mūsu pētījumā (Birzaks et al. 1998) nav izdevies pietiekami pamatoti nošķirt un raksturot ar barību bagātus un trūcīgus biotopus. Secināms vienīgi tas, ka mazākās ūdenstecēs ūdriem pietiekama barības daudzuma ieguvei jāpārvar relatīvi lielāki attālumi, garāki upju posmi, kā arī biežāk jāatstāj ūdens, lai meklētu barību piekrastes joslā. Tomēr maz ticams, ka Latvijā varētu eksistēt nosacīti izolētas ūdru mikropopulācijas ar dažādiem ķermeņa izmēriem, kas apdzīvotu dažāda rakstura biotopus. Drīzāk minēto atšķirību pamatā ir pieaugušo tēviņu individuālo teritoriju izvietojums hidrogrāfiskajā tīklā un atšķirīgs uzturēšanās ilgums dažādos individuālo teritoriju iecirkņos. Lielākie un smagākie tēviņi, iespējams, biežāk aizņem galvenās ūdensteces, kamēr mazākie vairāk uzturas sīkākās pietekās. Turklāt tas neliekas saistīts ar ķermeņa kondīcijas pavājināšanos šķietami sliktākos apstākļos, jo vidējais kondīcijas indekss mazajās ūdenstecēs 90% ( $p < 0.1$ ) gadījumu ir pat lielāks nekā lielajās upēs.

Ķermeņa izmēru un kondīciju atkarība no biotopa vispār neattiecas uz pieaugušajām ūdru mātītēm, kuras turklāt paraugkopā no mazajām ūdenstecēm pārstāvētas tādā pat īpatsvarā kā no lielajām (2.2. att.). Tātad nepietiekami barošanās apstākļi visdrīzāk nav tiešs cēlonis izmēru atšķirībām starp tēviņiem no mazajām un lielajām upēm. Domājams, ka lielākie tēviņi aktīvāk veic lokālas migrācijas, izmantojot lielākās upes kā maģistrāles, kas savieno vairākas to pietekas. Mūsu agrākie pētījumi (Ozoliņš, Rantiņš 1995) liecina, ka lielākajās upēs var būt ievērojama lokāla mātīšu koncentrēšanās, tātad, iespējams, arī lielāks mātīšu daudzums pārošanās gatavībā. Tas var veicināt lielāko un, iespējams, agresīvāko tēviņu paaugstinātu aktivitāti šajos biotopos. Pārliciecināšanu izskaidrojumu konstatētajai parādībai varētu iegūt vienīgi ar vairāku ūdru vienlaicīgu izsekošanu ar radiotelemetriju palīdzību.

#### **2.4.4. Uzskaites iespējas pēc pēdu nospiedumiem**

Samērā daudzos pētījumos pēc ūdru pēdu nospiedumiem sniegā, smiltīs vai dubļos noteikts indivīdu skaits (Сидорович 1990; Sidorovich 1991, 1992; Jędrzejewska, Jędrzejewski 1998). Metode balstīta uz atzinumu, ka dažāda vecuma un

dzimuma indivīdiem pēdu nospiedumu izmēri ir atšķirīgi un ka viens indivīds svaigas pēdas var atstāt tikai ierobežotā upes garumā. Kaut arī mūsdienu tehniskās iespējas ļauj pēc daudzu nospieduma dimensiju analīzes pierādīt pēdu piederību vienam indivīdam (Hertweck et al. 1998), ir darbi kuros izmanto pēdu nospieduma vizuālu novērtēšanu lauka apstākļos (Ansorge, Striese 1993; Laanetu 1998). Šādu pieeju daļēji izmanto arī valsts mežsargi Latvijā, nosakot ūdru skaitu ikgadējās meža un medijamo dzīvnieku uzskaitēs.

Visprecīzāk strādājis baltkrievu pētnieks Sidorovičs (Сідаровіч, 1990; pers. ziņoj.), kurš lamatās sagūstītiem dažāda dzimuma un vecuma ūdriem veicis pēdu neapmatotās daļas mērījumus, kā arī pēdu nospiedumu mērījumus. Pēc tam, ņemot vērā, ka pēdas nospiedums par 0.5-1 cm pārsniedz pašas pēdas izmērītās daļas garumu, izveidota galējo izmēru shēma, kurā iespējamie pakaļkājas atstātie pilnie nospiedumi abiem dzimumiem sagrupēti atbilstoši 3 vecuma grupām. Saskaņā ar šo shēmu turpmāk Baltkrievijā pēc pakaļkāju pēdu nospiedumu mērījumiem dabā noteikta tēviņu - mātīšu attiecība un ikgadējais pieaugums populācijā .

Latvijā veiktie pēdu neapmatotās daļas mērījumu rezultāti lika noraidīt pēdu lieluma izmantošanas metodi ūdru uzskaitē un populācijas struktūras izpētē. Mērījumi parādīja, ka priekškāju nospiedumus pietiekoši droši var izmantot vienīgi pieaugušu tēviņu noteikšanai. Tomēr arī tos iespējams sajaukt ar 1-2 gadus veciem tēviņiem. Šo vecuma grupu dzīvnieku atrašanās līdzās varētu gan nebūt pārāk bieža pieaugušo tēviņu agresivitātes dēļ. Pēc pakaļējām pēdām tik pat droši no pārējām grupām iespējams atšķirt arī par 1 gadu jaunākas mātītes. Tās var sajaukt vienīgi ar 1-2 gadus vecām mātītēm, lai gan ūdru mazuļi līdz gada vecumam parasti novērojami kopā ar māti (Kruuk 1995). Katrā ziņā pēdu nospiedumu garums var būt maldinošs attiecībā uz nepieaugušiem ūdru tēviņiem un visām mātītēm, sākot no apmēram 1 gada vecuma.

Jāpiezīmē, ka neviens no bebru lamatās iekļuvušajiem ūdriem vecumā līdz 1 gadam (n=22) nebija ar tik mazām pakaļkāju pēdām, kā Baltkrievijā (Сідаровіч 1990) noķertie (n=13). Tā kā sajaukt ūdru mazuļus ar vecākiem dzīvniekiem, ja pieejams to galvaskauss, praktiski nav iespējams, tad vienīgais izskaidrojums var būt vecumu atšķirības mēnešos starp Latvijas un Baltkrievijas paraugkopām – Baltkrievijā mērītie ūdru mazuļi bijuši dažus mēnešus jaunāki.

## 2.5. Secinājumi

- Latvijas ūdru populācija nav morfometriski viendabīga, un ķermeņa izmēri nav atkarīgi vienīgi no dzimuma un vecuma sadalījuma. Pirmkārt, tēviņiem ir vidēji vājāka ķermeņa kondīcija nekā mātītēm tādā pat vecuma grupā, otrkārt, lielajās ūdenstecēs relatīvi biežāk sastopami lielāki tēviņi nekā mazajās, turklāt šo lielāko tēviņu kondīcija ir sliktāka.
- Ķermeņa izmēru atkarība no upes lieluma nav uzskatāma par pierādījumu divu nosacīti izolētu populācijas grupējumu eksistencei, ko radījuši atšķirīgi barošanās apstākļi. Drīzāk lielākie tēviņi biežāk uzturas galvenajās ūdenstecēs tādēļ, ka tur pastāv lielāka iespēja satikt mātītes un iesaistīties populācijas reprodukcijā.
- Salīdzinot pēdu neapmatotās daļas vidējos izmērus starp vecuma grupām, noskaidrots, ka pēc pēdu nospiedumu lieluma dabā iespējams pietiekoši ticami atšķirt tikai pieaugušus ūdru tēviņus un mātītes to pirmajā dzīves gadā. Pakaļkāju pēdu nospiedumi tēviņiem ir vislielākie (9-9.5 cm), bet jaunajām mātītēm - vismazākie (līdz 7.5 cm). Pakaļējo pēdu nospiedumi, kas lielāki par 7.5 cm un mazāki par 9 cm, var piederēt dažādu vecumu un dzimumu indivīdiem.

## 3. Barošanās ekoloģija

### 3.1. Ievads

Ūdru barošanās ir pētīta gandrīz visā sugas areāla daļā no Īrijas ziemeļrietumos (Kyne et al. 1989) līdz Indijai dienvidaustrumos (Umapathy, Dunairaj 1995). Kaut arī galvenais ūdru barības objekts ir zivis, barības kategorijas un upura sugas izvēlē vērojams samērā plašs spektrs atkarībā no barības pieejamības konkrētajā brīdī un vietā (Chanin 1985; Mason, Macdonald 1986; Kruuk 1995). Padziļinātu pētījumu rezultātā ūdru racionā parādās vai arī iztrūkst sugas, kuru nozīme prasa speciālu skaidrojumu un kuras ir specifiskas konkrētajiem apstākļiem. Tā kā barošanās ir viena no sugas eksistences pamatfunkcijām un pamatjautājumiem ekoloģijā vispār (Begon et al. 1996), svarīgi rast atbildes uz vairākiem līdz šim nepētītiem jautājumiem par ūdru barošanās specifiku Latvijā.

- Kādas dzīvnieku sugas ūdri ēd Latvijā, un kā mainās barības racionā atkarībā no biotopa un sezonas?
- Kādos biotopos ūdri barojas?
- Kādas ir barības pieejamības galvenās sezonālās izmaiņas Latvijas apstākļos?
- Kādas ir ūdru barošanās īpatnības Latvijā salīdzinājumā ar šīs sugas barības spektru pārējā areāla daļā?
- Kādi ir galvenie trofiskie faktori, kas ietekmē ūdru populācijas stāvokli, un kas darāms šo apstākļu saglabāšanā?

Pirmais un vienīgais līdz šim zināmais pētījums Latvijā izdarīts laika posmā no 1934. līdz 1939. gadam, kad nelielā teritorijā Ilūkstes apkārtnē, pārbaudot 2250 ekskrementus, barībā konstatēts 61.5% zivju, 12.5% vēžu, 12,5% zīdītāju un putnu, 8.3% abinieku, 3.1% kukaiņu, 1.4% gliemju un 1% augu atliekas (Lange 1970). Pārējie vietējo autoru dati par ūdru barošanos neattiecas uz Latvijas apstākļiem, bet balstās uz citu reģionu literatūras apskatiem (Kalniņš 1943, Tauriņš 1982, Ozols 1998).

### 3.2. Materiāli un metodes

#### 3.2.1. Pētījumu vieta un laiks

Darbā analizētais materiāls ievākts no 1988. līdz 1997. gadam. Ūdru ekskrementi upēs ievākti vienlaicīgi ar pēdu uzskaiti, nosakot relatīvo apdzīvotības blīvumu (1. nod.),

kā arī noteiktās sezonās un noteiktos biotopos veicot speciālus barošanās pētījumus (Birezaks et al. 1998). Visi dati par barošanos sašķiroti, pirmkārt, pa mēnešiem, kad ievākti ekskrementi, otrkārt, pa četriem galvenajiem pētītajiem biotopiem (1. pielikums): lielās upes (Daugava, Lielupe, Mēmele, Mūsa, Salaca, Venta), ezeri (3.1. tab.), jūras piekraste (1.3. att.), mazās un vidējās upes, kurām pieskaitītas visas pārējās Latvijas ūdensteces, kopsummā 57, kas apsekotas kopš 1988. gada (1. nod.).

3.1. tabula

Ūdru barošanās pētījumos izmantotie ezeri (bezledus periods 1988.-1997.)

| Platība (ha) | Ezeru nosaukumi   | Rajons                              | Pārbaudīto ekskrementu skaits |
|--------------|---|-------------------------------------|-------------------------------|
| <10          | 2 nezināmi<br>Kalēņu, Lazdiņu<br>Nesaules                                 | Cēsu, Saldus<br>Cēsu<br>Madonas     | 11                            |
| 10-50        | Arāju, Auciema, Āraišu, Gulbenes,<br>M. Bauzis, Vēķu<br>Mustera, Roznieku | Cēsu<br>Gulbenes                    | 18                            |
| 51-100       | Augulienas, Pintelis<br>Āsteres<br>L. Bauzis, Raiskuma                    | Gulbenes<br>Limbažu<br>Cēsu         | 30                            |
| >100         | Alauksts<br>Babītes, Dūņezers, Lilastes<br>Bižas<br>Lazdags, Sudalezers   | Cēsu<br>Rīgas<br>Ludzas<br>Gulbenes | 38                            |
| Kopā         | 25 ezeri  | 7 rajoni                            | 97                            |

Ūdru barošanās pētīta, pielietojot trīs metodiskus paņēmienus: ekskrementu analīzi, kuņģu satura analīzi beigtiem dzīvniekiem un zivju biomasas noteikšanu upēs ar elektrozevas metodi.

### 3.2.2. Ekskrementu analīze

#### 3.2.2.1. Ievākšana

Ekskrementi ievākti tikai svaigi nesakaltuši vai dažas dienas veci - sakaltuši, bet ar nepārprotamu ūdriem raksturīgo smaržu un lietus neizskaloti. Visi paraugi fiksēti 70% etilspirtā un uzglabāti hermētiski noslēgtās stikla pudelītēs, pievienojot etiķeti ar ievākšanas vietu un datumu. Pavisam analīzēm ievākts 1616 ekskrementu.

### 3.2.2.2. Analīzes procedūra

Ekskrementu uzglabāšanas laiks ļoti dažāds - no 3 mēnešiem līdz 2 gadiem. Pēc uzglabāšanas spirts kopā ar tajā izšķīdušajām gļotām tika uzmanīgi noliets un ekskrements novietots uz Petri plates, kura uzlikta uz baltas lapas vai milimetru papīra. Ar preparējamām adatām no ekskrementa pakāpeniski atdalītas nesagremotās barības atliekas, nepieciešamības gadījumā tās skalojot ūdenī. Tādejādi šī procedūra atšķiras no literatūrā aprakstītajām, kas paredz ekskrementu uzglabāšanu sasaldējot vai izžāvējot (Conroy et al. 1993; Geidezis 1996, 1998; Knollseisen, Kranz 1998) un mazgāšanu, pirms analīzes turot visu ekskrementu 24 h mazgāšanas šķīdumā un pēc tam skalojot uz sieta (Webb 1976; Kemenes 1989; Conroy et al. 1993). Mēs atzīstam mūsu lietoto paņēmienu par ērtāku, ātrāku un saudzīgāku pret trauslajām barības atliekām.

### 3.2.2.3. Barības atlieku noteikšana

Ekskrementu analīzes metodi (Korschgen 1980) apguvām pakāpeniski kopš 1986. gada, cenšoties identificēt nesagremotās barības daļas līdz iespējami zemākam sistemātiskajam taksonam - ideālā gadījumā līdz sugai. Sākuma perioda dati par 515 ekskrementu analīzēm 1986. un 1987. gadā šajā darbā nav apskatīti, bet iekļauti mūsu agrākajās publikācijās (Ozoliņš, Rantiņš 1992a, 1992b). Visā pētījumu periodā veidota Latvijas zivju, abinieku un rāpuļu kaulu etalonkolekcija, lai barības objektus varētu noteikt tiešas salīdzināšanas ceļā. Metodikas pilnveidošanu un aprobāciju sekmējuši arī šajā virzienā izstrādātie LU studentu diplomdarbi un maģistra darbi par zivju, putnu un zīdītāju atlieku noteikšanu ūdru un citu plēsēju ekskrementos (Dziļuma 1989; Šmits 1990; Ornicāns 1996; Andersone 1998). Izmantoti arī vairāki speciāli barības atlieku (Day 1966; Webb 1976; Conroy et al. 1993; Knollseisen 1996a) un bezmugurkaulnieku noteicēji (Tauriņš, Ozols 1957; Pflieger 1984; Sedlag 1986). Ūdru apēstajām zivīm iespēju robežās noteikta ne tikai taksonomiskā piederība, bet arī indivīdu skaits un izmēri. Zivju izmēru noteikšanai izmantotas gan literatūrā dotās, gan pašu aprēķinātās lineārās sakarības starp kaulu un zvīņu izmēriem un zivs kopējo garumu (Conroy et al. 1993; Knollseisen 1996a; Birzaks et al. 1998; O'Neill et al. 1998). Visas zivis, kurām izdevās noteikt to garumu, iedalītas 4 grupās - <10cm, 10-15, 16-20 un >20 cm. Indivīdu skaits ūdru apēstajām zivīm noteikts pa sugām un garumiem katrā ekskrementā. Uzskatījām, ka ūdrs apēdis tik daudz vienas sugas indivīdu, cik katrā ekskrementā atrasts dažāda lieluma vienu un to pašu skeleta

struktūru, piemēram, žaunu vāku. Ja atradām līdzīga izmēra vairākas skeleta struktūras, uzskaitījām tikai tās, kas acīmredzami radušās no dažādām zivīm, piemēram, vairāki vienas puses žaunu vāki. Piemēram, ja vienā ekskrementā atradām asara trīs dažādu izmēru krūšu nodalījuma mugurkaula skriemeļus, citā - trīs vienas puses žaunu vākus, bet trijos citos ekskrementos atradām vienāda lieluma asaru zvīņas, tad visos gadījumos uzskatījām, ka ūdrs apēdis trīs asarus. Mēs apzināmies, ka šī metode palielina indivīdu skaitu lielām zivīm, jo pēdējā minētajā gadījumā visos trīs ekskrementos varētu atrasties zvīņas no viena liela asara. Domājams, ka šī iemesla dēļ ekskrementu analīze sniedz pareizāku ainu par apēsto upuru skaitu, ja vienādi svaigus ekskrementus ievāc dažādās pietiekami attālās teritorijās, bet nevis vienā vietā. Šis apsvēruma ievērots arī mūsu darbā.

#### **3.2.2.4. Barības sastāva kvantitatīva novērtēšana**

Pētot ūdru barošanos, ekskrementu analīzes rezultātus mēdz aprēķināt trīs dažādos veidos un izteikt procentos.

Barības objektu, kas ir izvēlētam taksonam piederoša organismu grupa, īpatvaru racionā var uzrādīt kā **sastopamības biežumu** attiecībā pret izanalizēto ekskrementu skaitu (Вайсфельд 1977; Јędrzejewska, Јędrzejewski 1998). Šādos pētījumos īpatvaru kopsumma pārsniedz 100%, jo vienā ekskrementā bieži atrodami vairāki objekti. Šis rezultātu izteiksmes veids izmantots arī mūsu agrāk publicētajos darbos (Ozoliņš, Rantiņš 1992a; 1992b).

Daudz biežāk aprēķina **relatīvo sastopamības biežumu**, ko turpmāk apzīmēsim ar **RSB** (Geidezis 1996; Hussain, Choudhury 1998). Mēs darbā arī izmantojam šo metodi, un šinī gadījumā katra barības objekta sastopamību attiecina pret visu atrasto objektu skaitu no kopējā izanalizētā materiāla.

Vēl mēdz uzrādīt arī **sastopamību pēc barības atlieku apjoma**, kad summē katra barības objekta procentuālos tilpumus, kuri atsevišķi vizuāli no 0 līdz 100% noteikti katrā ekskrementā, un šo summu dala ar ekskrementu kopskaitu, kas pareizināts ar 100 (Sulkava 1996).

Lietojot pēdējās divas aprēķinu metodes, raciona summa būs 100%. Dažādo aprēķinu iespēja bija pārbaudīta jau agrāk (Ornicāns 1996b), taču, ņemot vērā iegūto rezultātu lielo līdzību, kā barības sastāva rādītājs izvēlēts RSB.

Iespējama arī patērētās biomasas aprēķināšana, sverot barības atliekas, kas ūdru pētījumos nav plaši pielietota, kaut arī dažkārt autori svēruši izžāvētus

ekskrementus (Kyne et al. 1989). Pagaidām trūkst vispāratzītu koeficientu patērētās barības biomasas aprēķināšanai pēc atlieku svara ekskrementos, bet pētījumi šajā virzienā tiek turpināti (Jurish 1997; Jędrzejewska, Jędrzejewski 1998).

### **3.2.3. Kuņģu satura analīze**

Laika posmā no 1986. līdz 1997. gadam pārbaudīti 34 bebru lamatās iekritušu ūdru kuņģi. Šie dati liecina par ūdru barošanas mazajās un vidējās upēs rudens - vēla rudens sezonā, kad vēl nav izveidojusies noturīga ledus sega, vai arī agrā pavasarī pirms veģetācijas perioda. Barības atlieku identificēšana veikta līdzīgi ekskrementu analīzēm, taču vairākos gadījumos kuņģos atrastas arī nesagremotas daudz vieglāk identificējamas zivju un varžu ķermeņa daļas.

### **3.2.4. Elektrozveja**

Lai salīdzinātu ūdru patērēto un reāli dabā pieejamo zivju daudzumu, izmantoti Latvijas Zivsaimniecības izpētes institūta materiāli par zivju biomasu Salacas baseina upēs (Birezaks et al. 1998). Dati iegūti ar elektrozvejas metodi, lietojot standartiekārtu un izmantojot 500V līdzstrāvas impulsus. Elektrozveja izdarīta pavasara-vasaras periodā no aprīļa līdz septembrim, un salīdzinājumam izmantoti tikai atbilstošos mēnešos ievāktu ūdru ekskrementu analīzes rezultāti. Katra elektrozvejas vieta apzvejota trīs reizes ar 30 minūšu intervālu. Noķertās zivis tika nosvērtas un izmērītas. Lašu dzimtas zivīm tika ievākti arī papildus dati populācijas raksturošanai (Bohlin et al. 1989). Zivju skaits un biomasu (g) pa sugām aprēķināti uz 1 m<sup>2</sup> ūdenstilpes.

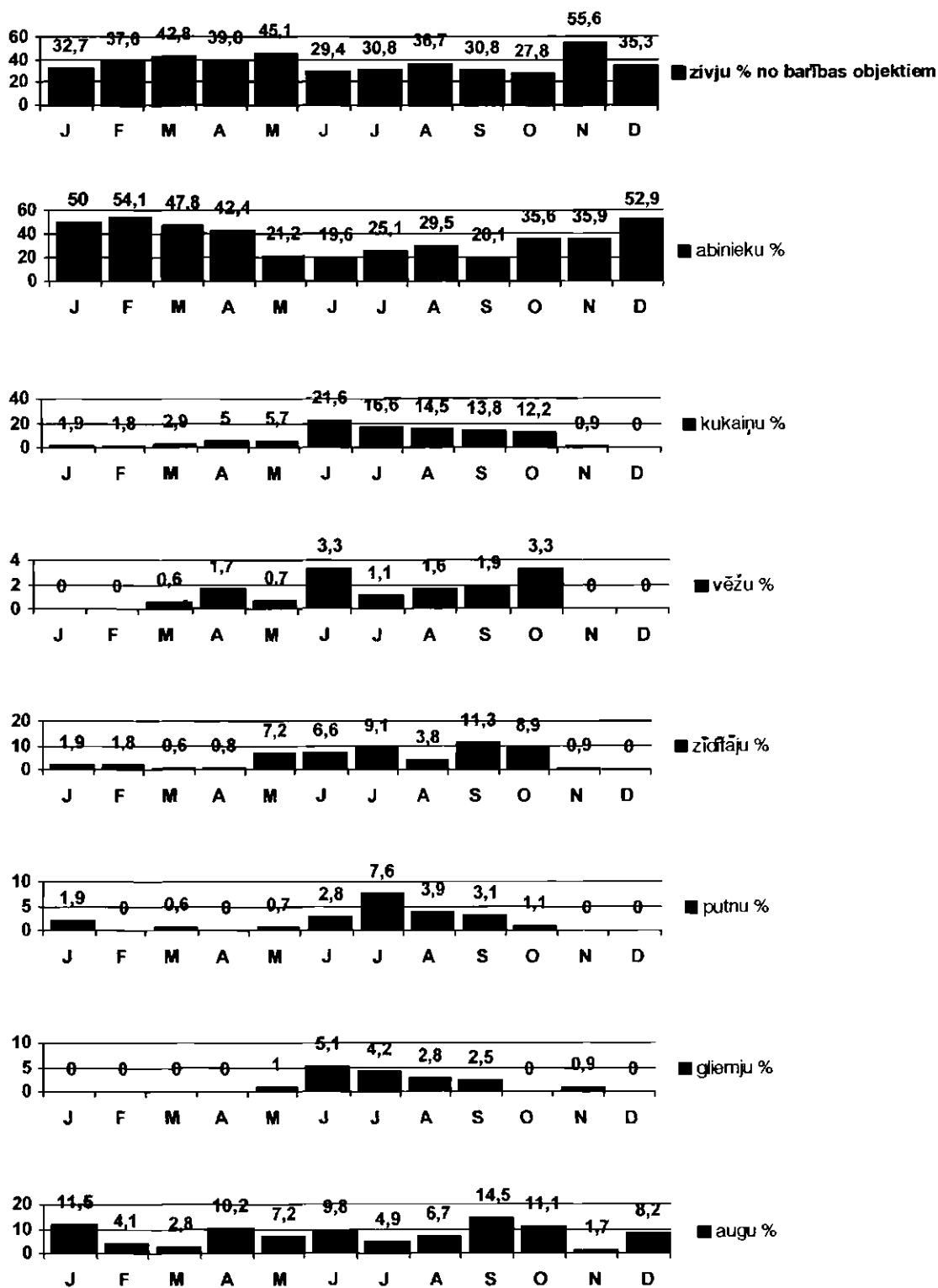
## **3.3. Rezultāti**

### **3.3.1. Barībā lietotās sugas un upuru izmēri (nozīmīguma secībā)**

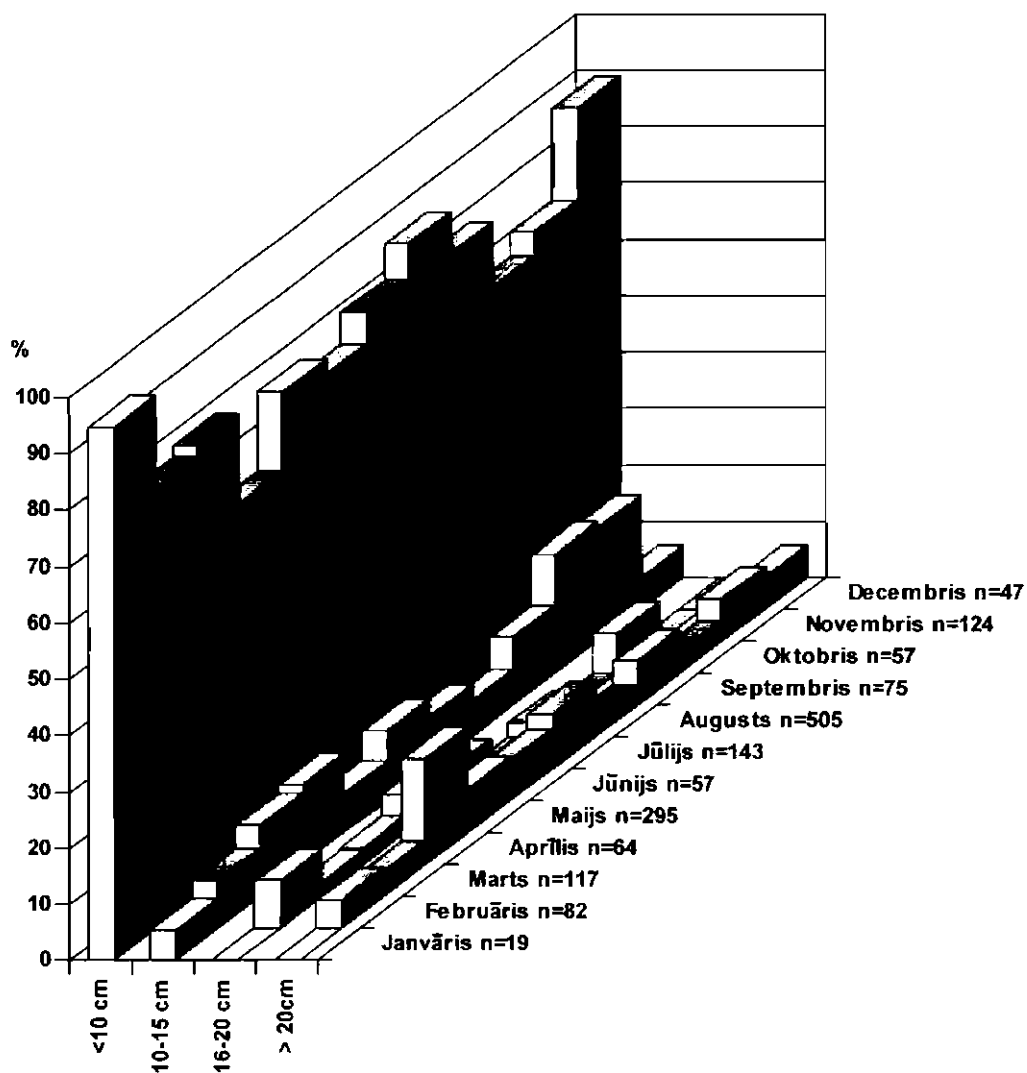
#### **3.3.1.1 Zivis**

Mūsu pētījumi liecina, ka, lai arī zivis no visām taksonomiskajām grupām ir lielākā ūdru raciona daļa, tomēr to kauli un zvīņas pēc RSB upēs vidēji sastāda tikai apmēram 30-40% no nesagremotajām barības atliekām ekskrementos (3.1. att.).





3.1. att. Barības objektu sastopamības sezonālās izmaiņas ūdru racionā mazajās un vidējās upēs. Pavisam, izanalizējot 1218 ekskrementus, identificēti 2477 barības objekti.



3.2. att. Ūdru barībā konstatēto zivju sadalījums pa garuma grupām mazajās un vidējās Latvijas upēs (n - zivju skaits, kurām noteikts ķermeņa garums pēc ūdru ekskrementos atrasto atlieku izmēriem).

Visaugstākais zivju īpatsvars mazajās upēs racionā konstatēts novembrī - 55.6%.

Pavisam ūdru ekskrementu analizē konstatējām 33 saldūdens zivju sugas, kā arī jūras faunas pārstāvi lucīti *Zoarces viviparus*. Šāds sugu skaits iegūts, ņemot vērā, ka Latvijas faunā *Salmo* ģinti pārstāv trīs sugas: strauta forele *Salmo trutta* m. *fario*, lasis *Salmo salar* un taimiņš *Salmo trutta*; *Carassius* ģinti - 2 sugas - parastā karūsa *Carassius carassius* un sudrabkarūsa *Carassius aurata*, bet stagaru dzimtā *Gasterosteidae* līdzās sastopamas 2 sugas: trīsdatu stagars *Gasterosteus aculeatus* un deviņdatu stagars *Pungitius pungitius* (Tauriņš, Ozols 1956; Plikšs, Aleksejevs

1998). Sugu sarakstam pievienota arī dūņu pīkste *Misgurnis fossilis*, kura ūdru barībā konstatēta agrākos pētījumos (Ozoliņš, Rantiņš 1992a). Pārējās sugas minētas tabulā (1. pielikums).

Kopējā materiālā 2091 zivij bija iespējams noteikt ķermeņa garumu. Noskaidrojām, ka ūdri galvenokārt izmantojuši zivis, kas īsākas par 10 cm – 54-82% gadījumu. Ievērojami retāk, nepārsniedzot 26% gadījumu, tiek patērētas 10-15cm garas zivis. Atlikušo daļu apmēram vienādās proporcijās veido 16-20cm garas zivis un tās, kas garākas par 20cm (3.2. att.). Barībā lietoto zivju lielumi lielā mērā atbilst sugu sastāvam Latvijas upēs, jo tādas sīkas zivis, kā stagari, akmeņgrauži *Cobitidae*, platgalves *Cottus gobio* un mailītes *Phoxinus phoxinus* pieskaitāmas pie bieži sastopamām sugām (Plikšs, Aleksejevs 1998).

#### 3.3.1.2. Nēgi

No nēgiem ekskrementos konstatējām tikai mutes sūcējplītuves zobīņus, kas parasti ietverti melnās, bet pēc uzglabāšanas spirtā samērā viegli noskalojamās gļotās. Augstāko RSB reģistrējām upēs maija mēnesī un tas sastādīja 9.1%. Līdz sugai noteikts vienīgi upes nēģis *Lampetra fluviatilis*.

#### 3.3.1.3. Abinieki

Abinieki ziemas mēnešos mazajās un vidējās upēs tiek patērēti vairāk nekā zivis, pārsniedzot 50% no kopējā raciona (3.1. att.). Konstatējām *Rana* un arī *Bufo* ģints sugas, no kurām nozīmīgākie barības objekti ir parastās vardes *Rana temporaria*. Ūdri ēd visu izmēru vardes, bet, analizējot ekskrementus, atrodami galvenokārt pieaugušu varžu kauli.

#### 3.3.1.4. Kukaiņi

Kukaiņi ir trešais biežāk sastopamais barības objekts ekskrementos. Vasarā RSB var pārsniegt 20% (3.1. att.). Ūdru gremošanas sistēmā tie, acīmredzot, iekļūst divējādi – ūdriem aktīvi ķerot lielākos kukaiņus vai arī apēdot abiniekus un zivis, kuru kuņģos atrodas nesagremoti sīkie kukaiņi.

Pie lielajiem kukaiņiem pieskaitāmas *Dytiscus* ģints airvaboles, kuru RSB kopējā racionā svārstās no 1.9% ezeros līdz 3.7% lielajās upēs. Tālāk seko spāres no Odonata kārtas un to kāpuri, kuri sastādīja no 1.0% ezeros līdz 2.1% mazajās upēs.

Atsevišķos gadījumos bija apēstas skrejvaboles no *Carabus* ģints, sienāži no *Saltatoria* kārtas u. c.

Sīkajiem kukaiņiem pieskaitāma lielākā daļa sauszemes vaboļu no Coleoptera kārtas, kas svārstījās no 2.1% lielajās upēs līdz 4.8% ezeros, kā arī nenosakāmu, galvenokārt, lidojošu kukaiņu atliekas 2-3% no kopējā raciona. Jau sākotnējie pētījumi parādīja, ka apmēram trešdaļa visu ekskrementos atrasto kukaiņu nesasniedz 10 mm garumu (Ozoliņš, Rantiņš 1992a).

Noskaidrojām, ka kukaiņi ir vienīgā iespējamā zivis aizvietojošā barība, jo tai pastāv statistiski ticama saistība ar zivju patēriņu (3.2. tab.). Salacas baseinā dažādās sezonās veiktās ekskrementu analīzes rāda, ka jo mazāks ir zivju RSB ekskrementos, jo biežāk sastopamas kukaiņu atliekas (Birzaks et al. 1998).

3.2. tabula

Savstarpējās korelācijas koeficientu vērtības zivju un citu barības atlieku sastopamībai ūdru ekskrementos Salacas baseina upēs (salīdzināti 12 gadījumi)

| <i>Barība:</i> | Abinieki | Kukaiņi | Vēži    | Zīdītāji | Putni   |
|----------------|----------|---------|---------|----------|---------|
| Zivis          | - 0.037  | - 0.632 | - 0.211 | - 0.314  | - 0.281 |

Līdzīga korelācijas koeficienta vērtība aprēķināta, salīdzinot zivju un kukaiņu sastopamību arī visā materiālā no Latvijas mazajām un vidējām upēm pa 12 ekskrementu ievākšanas mēnešiem ( $r = -0.607$ ,  $n=12$ ,  $P<0.05$ ).

### 3.3.1.5. Vēžveidīgie

Ūdru barībā liels īpatsvars lokāli var būt saldūdens vēžiem no *Astacidae* dzimtas, taču to patēriņš stipri atkarīgs no vēžu izplatības. Visaugstākais RSB konstatēts ekskrementos, kas ievākti gar lielajām Latvijas upēm - 10.5%. Šai biotopu grupai pieskaitīta arī Salaca, kur vasaras mēnešos ievākti 211 ekskrementi un kuras augštecē vēži ir viens no galvenajiem ūdru barības objektiem (Birzaks et al. 1998). Pie vidējas nozīmes vēžu ķeršanas vietām pieskaitāmi ezeri, kuros to RSB ūdru ekskrementos ir 6.7%. Vēl retāk vēži ūdru barībā sastopami mazajās upēs, kur vēžu atliekas nesastāda vairāk par 3.3% no barības atliekām ekskrementos (3.1. att.).

### 3.3.1.6. Zīdītāji

Tie ir samērā bieži lietots barības objekts, tomēr netiek patērēts lielā daudzumā. Tikai ļoti specifiskos apstākļos - mazajās upēs septembrī atlieku RSB racionā pārsniedz 10% robežu (3.1. att.). Galvenokārt ūdri patērē sīkos zīdītājus. Visbiežāk konstatējam ūdeņu strupasti *Arvicola terrestris*, kas sastādīja 1.4-2.2% no kopējā raciona. Vienpadsmit gadījumos atrastas strupastes *Microtus sp.*, 5 gadījumos - ondatra *Ondatra zibethicus*, 4 gadījumos - kurmis *Talpa europaea*, 2 gadījumos - lielais ūdenscirslis *Neomys fodiens*, kā arī viena meža strupaste *Clethrionomys glareolus*, bet 3 gadījumos - arī bebrs *Castor fiber*. Mūsu agrākie pētījumi apstiprina arī meža ciršļa *Sorex araneus* un Amerikas ūdeles *Mustela vison* gadījuma rakstura izmantošanu barībā (Ozoliņš, Rantiņš 1992a).

### 3.3.1.7. Putni

Šī grupa retāk kļūst par ūdru upuriem nekā zīdītāji, izņemot jūliju un augustu (3.1. att.), kad abi barības objekti tiek patērēti līdzīgā biežumā. Jūlijā mazajās upēs konstatēts vislielākais putnu īpatsvars barībā - 7.6%. Putnu sugas un ķermeņa izmērus nebija iespējams noteikt. Nelielā skaitā ekskrementos konstatētas arī olu čaumalas - lielākais RSB bija 0.5% no raciona ezeros.

### 3.3.1.8. Gliemji

Gliemju nozīme barībā ir neliela, un tie sastopami galvenokārt vasaras mēnešos. Lielākais RSB ekskrementos ir ezeros, kur vidēji bezledus sezonā tie sastāda 4.8%, kā arī mazajās upēs jūnijā - 5.1%. Visbiežāk konstatējam sīkus sauszemes un ūdens vēderkājus *Cochlicopa lubrica*, *Bithynia sp.*, Hygromiidae dzimtas pārstāvjus, t. sk. *Perforatella bidentata*, Zonitidae dzimtas un Clausiliidae dzimtas gliemežus u. c. Domājams, ka tie galvenokārt nonāk ūdru ekskrementos kopā ar abinieku kuņģiem. Lielākie atrastie vēderkāji *Succinea putris*, *Cepaea hortensis*, bet jo īpaši ūdenī dzīvojošie *Viviparus contectus* varētu tikt apēsti arī tiešā veidā. Līdz šim nekonstatējam divvāku gliemeņu *Unio sp.* un *Anodonta sp.* esamību barības atliekās.

### 3.3.1.9. Augi

Ūdru ekskrementos konstatēts salīdzinoši augsts augu RSB - no vidēji 7% mazajās upēs līdz 13.4% ezeros. Lielākā daļa augu domājams norīta nejauši kopā ar

citiem barības objektiem, jo to vidējais īpatsvars pēc atlieku tilpuma visā analizētajā materiālā ir tikai ~1%. Atrastas visdažādāko lakstaugu vasas un sakņu daļas, kritušas koku lapas, skuju un sūnas. 13 gadījumos konstatēta ogu - brūkleņu *Vaccinium vitis-idaea*, melleņu *V. myrtillus*, bebrukārkliņu *Solanum dulcamara*, pīlādžu *Sorbus aucuparia* un parasto irbeņu *Viburnus opulus* ēšana.

### 3.3.1.10. Rāpuļi un citi reti barības objekti

Ļoti reti ūdru ekskrementos konstatētas rāpuļu atliekas. Tikai divos gadījumos atradām ķirzakas *Lacerta sp.* Tāpat kā daži citi gadījuma pēc apēsti dzīvnieki, piemēram, dēles, sliekas, ūdenī dzīvojoši mazsaru tārpi, sānpeldes, arī rāpuļi Latvijas apstākļos nav uzskatāmi par ūdru barības pastāvīgu sastāvdaļu.

### 3.3.2. Barošanās dažādu tipu ūdenstilpēs

Dati par barošanos savstarpēji salīdzināti 4 ūdenstilpju grupās - mazajās un vidējās upēs, lielajās upēs, ezeros un jūras piekrastē mazo upju grīvās. Salīdzināšanai izmantoti tikai vienos un tajos pašos mēnešos ievākti ekskrementi.

**Starp lielajām un mazajām upēm** ievērojamas atšķirības barībā lietoto objektu taksonomiskajā sastāvā netiek novērotas (1. pielikums). Statistiski būtiskas atšķirības zivju, zīdītāju, putnu, gliemju un augu RSB ekskrementos arī novērotas netiek (3.3. tab.). Lielajās upēs ūdri retāk ēd nēģus, abiniekus un kukaiņus, bet vēži tiek ēsti biežāk nekā mazajās upēs. Lielajās upēs ūdri barībā lieto lielākas zivis nekā mazajās upēs (3.3. att., 3.4. tab.).

**Starp mazajām upēm un ezeriem** ir diezgan ievērojamas atšķirības patērēto zivju sugu sastāvā. Ezeros ūdru ekskrementos neatradām vispār vai arī ievērojami retāk konstatējam tipiskas tekošu ūdeņu apdzīvotājas zivis, tajā skaitā lašu ģinti *Salmo sp.*, parasto sapalu *Leuciscus cephalus*, balto sapalu *Leuciscus leuciscus*, mailīti *Phoxinus phoxinus*, grunduli *Gobio gobio*, vīķi *Alburnus alburnus*, vimbu *Vimba vimba*, akmeņgraužus *Noemacheilus barbatulus* un *Cobitis taenia*, stagarus *Gasterosteidae* un platgalvi *Cottus gobio*. Savukārt ievērojami vairāk ezeros nekā mazajās upēs tiek ēstas līdakas *Esox lucius* - attiecīgi 12.5% un 3%

Ūdru galveno barības objektu patēriņa atšķirības  
dažādās ūdenstilpēs bezledus apstākļos

(> relatīvais sastopamības biežums RSB ekskrementos būtiski samazinās; < RSB ekskrementos būtiski palielinās; = RSB būtiski nemainās; ar decimāldaļām norādīts izmaiņu būtiskuma līmenis pēc Stjūdenta kritērija)

| Barības atliekas ūdru ekskrementos | Mazās un vidējās upes / lielās upes | Mazās un vidējās upes / ezeri |
|------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------|
| pārbaudīto ekskrementu skaits      | 462/275                             | 1084/97                       |
| atrasto barības objektu skaits     | 948/564                             | 2218/209                      |
| zivis                              | =                                   | =                             |
| nēgi                               | > 0.01                              | > 0.05                        |
| abinieki                           | > 0.01                              | > 0.01                        |
| kukaiņi                            | > 0.1                               | =                             |
| zīdītāji                           | =                                   | =                             |
| putni                              | =                                   | =                             |
| vēži                               | < 0.01                              | < 0.01                        |
| gliemji                            | =                                   | < 0.02                        |
| augi                               | =                                   | < 0.01                        |

no noteikto indivīdu skaita ekskrementos ( $t=5.235$ ;  $p<0.01$ ) un asari *Perca fluviatilis* (30.0% un 4.2%;  $t=11.373$ ;  $p<0.001$ ), kā arī nelielā skaitā dažas mazajās upēs vispār ekskrementos nekonstatētas sugas - līnis *Tinca tinca* (1.7%) un plaudis *Abramis brama* (3.3%).

Apēsto zivju izmēri starp mazajām upēm un ezeriem atšķiras mazāk būtiski nekā starp mazajām un lielajām upēm. Gan ezeros, gan lielajās upēs biežāk nekā mazajās upēs ūdri barībā izmanto lielākas zivis, bet visievērojamāk atšķiras 10-15 cm garo zivju patēriņš, kuras ūdri visbiežāk ķer tieši ezeros (3.3. att., 3.4. tab.).

Zivju kopējais RSB, kā arī kukaiņu, zīdītāju un putnu RSB ekskrementos no mazajām upēm un ezeriem būtiski neatšķiras. Pie ezeriem ievāktajos ekskrementos toties ir būtiski mazāk nēgu un abinieku atlieku, bet vairāk vēžu, gliemju un augu daļu (3.3. tab.).

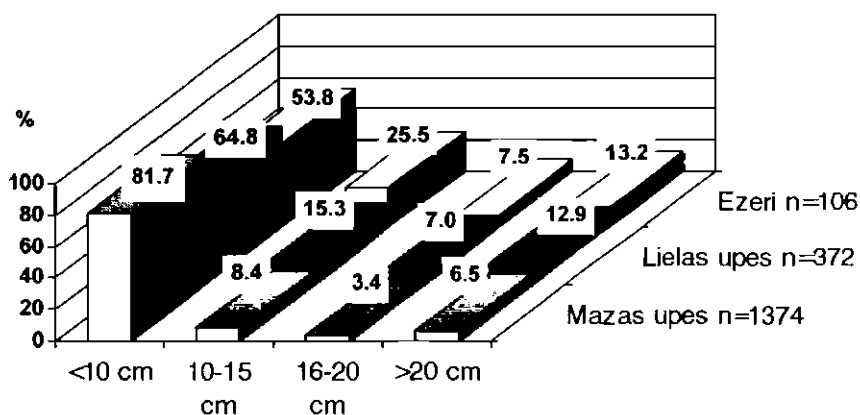
Nebija iespējams salīdzināt ūdru barošanas **lielajās upēs un ezeros**, jo šie biotopi reti atrodas līdžās, un tādēļ atšķirības barības racionā varētu būt vairāk ģeogrāfiskās sugu izplatības un nevis biotopu dažādas izmantošanas rezultāts.

3.4. tabula

Atšķirības ūdru apēsto zivju sadalījumā pa garuma grupām dažādās ūdenstilpēs bezledus apstākļos

(> sastopamības īpatsvars ekskrementos būtiski samazinās; < sastopamības īpatsvars ekskrementos būtiski palielinās; = sastopamības īpatsvars būtiski nemainās; ar decimāldaļām norādīts izmaiņu būtiskuma līmenis pēc Stjūdenta kritērija)

| Savstarpēji salīdzinātās ūdenstilpes | Zivju garuma grupas (cm) |           |       |           |
|--------------------------------------|--------------------------|-----------|-------|-----------|
|                                      | <10                      | 10-15     | 16-20 | >20       |
| Mazas un vidējas upes ↔ lielas upes  | ><br>0.01                | <<br>0.01 | =     | <<br>0.02 |
| Mazas un vidējas upes ↔ ezeri        | ><br>0.05                | <<br>0.02 | =     | =         |



3.3. att. Ūdru apēsto zivju sadalījums pa garuma grupām dažādos biotopos bezledus apstākļos (n - zivju skaits, kurām noteikts ķermeņa garums pēc ūdru ekskrementos atrasto atlieku izmēriem).

Zināmas atšķirības redzamas zivju sugu sastāvā, aplūkojot analīžu rezultātus 26 ekskrementiem, kas augustā-septembrī ievākti pie **mazo upju ietekām jūrā** (Ozoliņš et al. 1998), un 237 ekskrementiem, kas ievākti pie līdžīgām upēm iekšzemē. Pie ietekām jūrā 6.5% no apēstajām zivīm bija lucīši. Lielāks nekā iekšzemē ir lašu ģints ( $t=4.517$ ;  $p<0.01$ ) un stagaru ( $t=9.903$ ;  $p<0.001$ ) īpatsvars, bet pilnībā trūkst iekšzemes rajonos ļoti bieži sastopamās platgalves (1. pielikums). Kopējais zivju



atlieku RSB ekskrementos, kā arī zivju sadalījums pa izmēriem (3.5. tab.) abos biotopos statistiski būtiski neatšķiras. Arī pārējie barības objekti, izņemot kukaiņus, bija patērēti līdzīgās proporcijās. Kukaiņi bija būtiski vairāk ķerti piejūrā - RSB attiecīgi 24.2% pret 14.9% ( $t=2.02$ ;  $p<0.05$ ). Galveno masu sastādīja airvaboles *Dytiscus sp.* - 17.1% piejūrā un 5.5% iekšzemē.

3.5. tabula

Ūdru barībā patērēto zivju izmēri augusta – septembra mēnešos mazajās upēs iekšzemē un pie to ietekām jūrā

|   | Jūras piekraste | Iekšzeme    |
|---|-----------------|-------------|
| Apēsto zivju skaits ar zināmu garumu      | 39              | 462         |
| % sadalījums atbilstoši izmēru gradācijai |                 |             |
| <b>&lt; 10cm</b>                          | <b>89.7</b>     | <b>87.7</b> |
| 10-15cm                                   | 5.1             | 6.3         |
| <b>16-20cm</b>                            | <b>2.6</b>      | <b>2.4</b>  |
| > 20cm                                    | 2.6             | 3.7         |

### 3.3.3. Barošanās sezonālitate

Ūdru barošanās sezonālo ciklu bija iespējams aprakstīt tikai mazajās un vidējās upēs, jo pastāvīgās ledus segas dēļ lielajās upēs un ezeros 4-5 ziemas mēnešos nebija iespējams ievākt pietiekami daudz ekskrementu.

Periodā no **decembra** līdz **aprīlim** krasas pārmaiņas ūdru racionā netika novērotas (3.6. tab.). Būtiskas izmaiņas parādās **aprīļa beigās - maijā**, kad pieaug nēģu un zīdītāju, bet samazinās abinieku RSB.

Zivju RSB pieaugums periodā no **janvāra** līdz **maijam** notiek ļoti pakāpeniski (3.1. att.), toties **jūnijā** reģistrēta krasa zivju un nēģu RSB samazināšanās. Šajā mēnesī būtiski palielinās kukaiņu, putnu, vēžu un gliemju patēriņš, bet salīdzinoši nemainīgs paliek vienīgi abinieku, zīdītāju un augu RSB ekskrementos. Jūnijam raksturīga vislielākā barošanās daudzveidība, par ko liecina vislielākais vidējais barības objektu skaits vienā ekskrementā (3.4. att.).

**Jūlijā** ūdru racionā ir samērā līdzīgs jūnijam. Šajā mēnesī ūdri pilnīgi pārtrauc ēst nēģus, bet putnu patēriņš sasniedz visaugstāko līmeni gadā.

**Augustam** raksturīgs kaut arī nedaudz, bet būtiski lielāks zivju RSB, taču samazinās zīdītāju un putnu patēriņš. **Septembrī** barībā atkal parādās nēģi, bet samazinās abinieku RSB. Šajā mēnesī konstatēts gadā visaugstākais zīdītāju patēriņš.

3.6. tabula

Sezonālās izmaiņas ūdru galveno barības objektu patēriņā

Latvijas mazajās un vidējās upēs pēc gada laikā

ievākto ekskrementu analīzēm

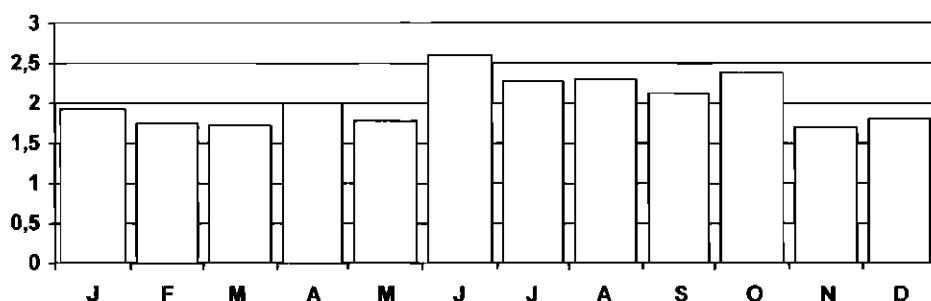
(> relatīvais sastopamības biežums RSB ekskrementos būtiski samazinās; < RSB ekskrementos būtiski palielinās; = RSB būtiski nemainās; ar decimāldaļām norādīts izmaiņu būtiskuma līmenis pēc Stjudenta kritērija)

| Mēneši      | Galvenie barības objekti |        |          |         |          |        |        |         |        |
|-------------|--------------------------|--------|----------|---------|----------|--------|--------|---------|--------|
|             | zivis                    | nēģi   | abinieki | kukaiņi | zīdītāji | putni  | vēži   | gliemji | augi   |
| Janv.↔Febr. | =                        | =      | =        | =       | =        | > 0.1  | =      | =       | > 0.05 |
| Febr.↔Marts | =                        | =      | =        | =       | =        | =      | =      | =       | =      |
| Marts↔Apr.  | =                        | =      | =        | =       | =        | =      | =      | =       | < 0.01 |
| Apr.↔Maijs  | =                        | < 0.01 | > 0.01   | =       | < 0.01   | =      | =      | =       | =      |
| Maijs↔Jūn.  | > 0.01                   | > 0.05 | =        | < 0.01  | =        | < 0.05 | < 0.02 | < 0.01  | =      |
| Jūn.↔Jūl.   | =                        | > 0.05 | =        | =       | =        | < 0.05 | =      | =       | =      |
| Jūl.↔Aug.   | < 0.1                    | =      | =        | =       | > 0.01   | > 0.05 | =      | =       | =      |
| Aug.↔Sept.  | =                        | < 0.1  | > 0.02   | =       | < 0.01   | =      | =      | =       | < 0.01 |
| Sept.↔Okt.  | =                        | =      | < 0.01   | =       | =        | =      | =      | =       | =      |
| Okt.↔Nov.   | < 0.01                   | =      | =        | > 0.01  | > 0.1    | =      | > 0.05 | =       | > 0.01 |
| Nov.↔Dec.   | > 0.01                   | =      | < 0.02   | =       | =        | =      | =      | =       | =      |
| Dec.↔Janv.  | =                        | =      | =        | =       | =        | =      | =      | =       | =      |

**Oktobrī** krasas izmaiņas barībā nav novērotas, izņemot būtisku abinieku RSB pieaugumu.

Ievērojamas pārmaiņas konstatētas **novembrī**, kad būtiski pieaug zivju patēriņš. Nēgu, abinieku un putnu RSB saglabājas oktobra līmenī, toties samazinās kukaiņu, zīdītāju, vēžu un augu patēriņš.

**Decembrī** vairāk tiek ēsti abinieki, bet zivju patēriņš atkal samazinās apmēram līdz vasaras beigu līmenim (3.1. att.).



3.4. att. Barības objektu vidējais skaits vienā ūdra ekskrementā gada laikā mazajās un vidējās upēs. Skaitļi iegūti, dalot kopējo barības objektu skaitu ar analizēto ekskrementu skaitu un šādā formā nav statistiski salīdzināti, jo nav zināma pazīmju izkliede katrā mēnesī.

Ūdru racionā sugu sastāva ziņā krasākās pārmaiņas konstatētas divreiz gadā - **jūnijā** un **novembrī**.

Līdzīgā veidā izsekojām arī sezonālajām izmaiņām apēsto zivju izmēros (3.7. tab.). No **decembra** līdz **martam** krasas izmaiņas nav novērotas. **Aprīlī** samazinās mazāko (<10 cm) un pieaug lielāko (>20 cm) zivju īpatsvars, kas šajā mēnesī ir visaugstākais visā gadā. Šī parādība sakrīt ar līdaku *Esox lucius* patēriņa maksimumu - 17.1% no aprīlī apēstajām zivīm (N=70). **Maijā** ūdri lielās zivis patērē uzturā ievērojami retāk, un atbilstoši pieaug <10cm un 10-15cm garu zivju īpatsvars.

No **maija** līdz **jūlijam** īpašas pārmaiņas nav vērojamas. **Augustā** pieaug mazo (<10cm) un vidējo (16-20cm) zivju patēriņš, toties būtiski retāk tiek ķertās par 20 cm garākas zivis. **Septembrī** situācija atkal mainās, un sīkās zivis sāk aizstāt 10-15cm garas, kā arī lielākas zivis (3.7. tab.).

Sākoties **decembrim**, vēl vairāk pieaug sīko zivju loma barībā, vidējo izmēru zivis tiek ķertās retāk, kamēr lielo (>20cm) zivju biežums barībā paliek nemainīgs no **oktobra** līdz pat **martam**.

Sezonālās izmaiņas ūdru barībā patērēto zivju izmēros Latvijas mazajās un vidējās upēs pēc 12 mēnešu gaitā ievāktu ekskrementu analīzēm

(> sastopamības īpatsvars ekskrementos būtiski samazinās; < sastopamības īpatsvars ekskrementos būtiski palielinās; = sastopamības īpatsvars būtiski nemainās; ar decimāldaļām norādīts izmaiņu būtiskuma līmenis pēc Stjudenta kritērija)

| Mēneši      | Zivju garuma grupas (cm) |        |        |        |
|-------------|--------------------------|--------|--------|--------|
|             | <10                      | 10-15  | 16-20  | >20    |
| Janv.↔Febr. | =                        | =      | =      | =      |
| Febr.↔Marts | =                        | =      | > 0.1  | =      |
| Marts↔Apr.  | > 0.02                   | =      | =      | < 0.01 |
| Apr.↔Maijs  | < 0.02                   | > 0.1  | =      | > 0.01 |
| Maijs↔Jūn.  | =                        | =      | =      | =      |
| Jūn.↔Jūl.   | =                        | =      | > 0.01 | =      |
| Jūl.↔Aug.   | < 0.1                    | =      | < 0.1  | > 0.01 |
| Aug.↔Sept.  | > 0.1                    | < 0.1  | =      | < 0.1  |
| Sept.↔Okt.  | =                        | =      | < 0.02 | =      |
| Okt.↔Nov.   | =                        | =      | > 0.01 | =      |
| Nov.↔Dec.   | < 0.05                   | > 0.05 | =      | =      |
| Dec.↔Janv.  | =                        | =      | =      | =      |

Ūdru noķerto zivju izmēru sadalījumā viskrasākās pārmaiņas reģistrējām **maijā**, un tās saistās ar izmēru samazināšanos, kā arī **augustā - septembrī**, kad savukārt notiek izmēru palielināšanās. Vasaras beigās vērojamas arī straujas svārstības barībā lietoto zivju izmēru sadalījumā (3.7. tab., 3.2. att.).

#### 3.3.4. Barošanās atkarība no zivju biomasas upēs

Zivju biomasu Salacas baseina upēs noteicām robežās no 3.563 līdz 7.757 g/m<sup>2</sup> (3.8. tab.). Salīdzinot biomasas rādītājus ar attiecīgās sezonās noteikto RSB ūdru ekskrementos, būtiska lineāra korelācija nav atrasta ( $r=0.533$ ,  $n=7$ ). Starp atsevišķu zivju sugu biomasu un šo sugu sastopamību ūdru ekskrementos korelācija ir vēl vājāka (3.8. tab.). Visaugstākais kopējais zivju RSB konstatēts ekskrementos no Korģes upes, kurā noteikta arī vislielākā zivju biomasu. Tomēr, ja salīdzināšanai izmanto biomasu pa atsevišķām zivju sugām, tad tās korelācijas koeficients ar

attiecīgo sugu RSB ekskrementos Korģē ir tikai 0.153 pavasarī un 0.441 vasarā. Pārbaudīta arī korelācija starp elektrozvejā un ūdru noķerto zivju skaitu, kas arī izrādās statistiski nebūtiska. Šīs korelācijas koeficients visaugstāko vērtību arī sasniedz Korģes upē - pavasara sezonā 0.540.

Ļoti cieša korelācija atrasta starp elektrozvejā un ūdru noķerto zivju skaitu pa izmēru grupām, pie tam korelācijas koeficienti ir līdzīgi visās pētītajās upēs un sezonās (3.9. tab.).

Savstarpēji salīdzinājām zivju biomasu arī ar citu barības objektu RSB ūdru ekskrementos atbilstošajās upēs un sezonās, taču nekādu būtisku sakarību neatradām.

3.8. tabula

Zivju biomasu Salacas baseina upēs un to atlieku relatīvais sastopamības biežums (RSB) ūdru ekskrementos

| Upe      | Sezona    | Kopējā zivju biomasu g/m <sup>2</sup> | Zivju sugu skaits elektrozvejā + ekskrementos | Ekskrementu skaits | Zivju RSB ekskrementos % | Korelācijas koeficients * |
|----------|-----------|---------------------------------------|---|--------------------|--------------------------|---------------------------|
| Dzirnupe | vasara    | 3.563                                 | 12  | 20                 | 42.2                     | -0.125                    |
| Glāžupe  | pavasaris | 4.654                                 | 11  | 25                 | 33.3                     | 0.367                     |
| Jaunupe  | pavasaris | 4.003                                 | 11  | 20                 | 50.0                     | 0.479                     |
|          | vasara    | 5.225                                 | 15  | 54                 | 36.5                     | 0.279                     |
| Korģe    | pavasaris | 7.757                                 | 11  | 25                 | 59.4                     | 0.153                     |
|          | vasara    | 7.399                                 | 11  | 42                 | 43.8                     | 0.441                     |
| Salaca   | vasara    | 5.046                                 | 15  | 58                 | 36.5                     | 0.251                     |
| Svētupe  | pavasaris | 5.866                                 | -   | -                  | -                        | -                         |
|          | vasara    | 6.242                                 | -   | -                  | -                        | -                         |

\* korelācija aprēķināta, salīdzinot katras sugas biomasu ar tās RSB ekskrementos, korelācijas aprēķināšanai izmantoto pāru skaits atkarīgs no zivju sugu skaita elektrozvejā + ekskrementos

Lineārā korelācija (r) starp elektrozevā noķerto  
un ūdru barībā konstatēto zivju izmēriem\* Salacas baseina upēs

|           | Salaca | Jaunupe | Korģe | Dzirnupe | Glāžupe |
|-----------|--------|---------|-------|----------|---------|
| Pavasaris | -      | 0.987   | 0.957 | -        | 0.972   |
| Vasara    | 0.999  | 0.965   | 0.999 | 0.955    | -       |

\*  $p < 0.05$ ;  $n=4$  (garumu klases: <10, 10-15, 16-20 un >20cm)

### 3.3.5. Ūdru kuņģu satura analīzes

No pārbaudītajiem kuņģiem 59% izrādījās tukši. Pārējās pārbaudes nedeļa būtisku papildinājumu ekskrementu analīzē iegūtajai informācijai. Tās apstiprina, ka rudenī un agrā pavasarī ūdru barībā svarīgākā loma ir abiniekiem (3.10. tab.) - galvenokārt dažādu izmēru parastajām vardēm *Rana temporaria*.

3.10. tabula

Ūdru kuņģu pārbaudes rezultāti atkarībā no vecuma un dzimuma

| Kuņģu saturs        | ♂♂   |        |     | ♀♀   |        |     | Kopā |
|---------------------|------|--------|-----|------|--------|-----|------|
|                     | juv. | subad. | ad. | juv. | subad. | ad. |      |
| tukši               | 0    | 2      | 5   | 1    | 3      | 9   | 20   |
| ar barību           | 2    | 2      | 2   | 0    | 3      | 5   | 14   |
| t. sk. zivis        | 0    | 0      | 2   | 0    | 2      | 2   | -    |
| <i>Rana sp.</i>     | 2    | 2      | 1   | 0    | 2      | 5   | -    |
| nēģi                | 0    | 0      | 1   | 0    | 0      | 0   | -    |
| <i>Dytiscus sp.</i> | 0    | 1      | 0   | 0    | 0      | 0   | -    |
| Pavisam             | -    | -      | -   | -    | -      | -   | 34   |

Sešos gadījumos kuņģī vienlaicīgi atrasti dažādi barības objekti - galvenokārt vārdes kopā ar zivīm, bet pa vienam gadījumam arī vārdes kombinācijā ar airvabolēm un zivis ar nēģiem.

### 3.4. Diskusija

Ūdriem Latvijā raksturīgas vairākas barošanās īpatnības, kas vislabāk saskatāmas, paralēli aplūkojot racionu dažādos biotopos, sezonās un salīdzinot to ar literatūras datiem no citiem areāla rajoniem.

Redzamākā īpatnība ir **nelielais zivju īpatsvars barībā**. Latvijā šī parādība vērojama visos biotopos un visa gada garumā, izņemot novembri. Ārpus Latvijas mazāk zivju ūdri patērē galvenokārt areāla ziemeļu reģionos un pārējās Baltijas valstīs, bet tas konstatēts tikai mazajās ūdenstecēs un mežainos apvidos (2. pielikums).

Par iemeslu tam nevar būt nepietiekama zivju sugu bagātība attiecīgajās ūdenstilpēs, jo barībā izmantotas gandrīz visas Latvijā plašāk izplatītās saldūdens zivju sugas – 33 no apmēram 60 Latvijā sastopamajām (Eipurs 1984; Plikšs, Aleksejevs 1998). Arī kaimiņvalstu pētnieki neuzrāda lielāku barībā lietoto zivju sugu skaitu. Tā, Lietuvā pārbaudot 936 ūdru ekskrementus, konstatētas 19 zivju sugas (Мальджюнайте 1963), Igaunijā 2908 analīzēs tikai 16 sugas (Laanetu 1989), Baltkrievijā 2934 analīzēs - 35 sugas (Sidorovich, Pikulik 1997). Viduseiropā - Čehijas dienvidos 700 km<sup>2</sup> lielā teritorijā, kur ar elektrozveju izdevies noķert 26 zivju sugas, 692 ūdru ekskrementu analīzēs konstatētas 19 sugas (Jurajda, Roche 1998; Roche 1998), kaut gan kopējais zivju RSB ekskrementos tur ir ievērojami lielāks nekā Latvijā - 58-99%. Līdzīgos apstākļos Vācijas austrumos pētījumi veikti divās vietās. Pirmajā ar platību tikai 300 ha 359 ūdru ekskrementos atrastas 12 zivju sugas, kas kopā atkarībā no sezonas veido 84.7-93% no raciona (Geidezis 1996; 1998). Otrajā vietā 487 km<sup>2</sup> platībā 388 ekskrementos pie upēm konstatētas 13 zivju sugas ar kopējo īpatsvaru racionā 63% (Hofmann, Butzek 1994). Parasti ūdru barošanās pētījumos redzams, ka racionā izteikti dominē viena vai nedaudzas zivju sugas, kuras autori atzinuši par ūdriem vieglāk pieejamām konkrētos apstākļos (Erlinge 1969; Илюшкин, Останин 1984; Kyne et al. 1989; Hofmann, Butzek 1994; Geidezis 1996; Jurajda, Roche 1998).

Pēc mūsu datiem zivju sugu sastāvs ūdru barībā atšķiras no tuvāko kaimiņu valstīs pētīto ūdru raciona. Latvijā absolūto pārsvaru barībā ieguvušas sīkākas zivju sugas - platgalves, stagari un akmengrauzu dzimta, mazāk, galvenokārt ezeros un lielajās upēs, racionā lietojot karpu dzimtas pārstāvjus, asarus un līdakas (1.

pielikums). Taču ezeru un lielo upju pēc krastu kopgaruma Latvijā ir ievērojami mazāk nekā mazo upju un strautu (Sarma 1990). Turklāt, esam konstatējuši, ka Latvijas lielajās upēs un ezeros ūdri neēd vairāk zivju kā mazajās un vidējās upēs (3.3. tab.). Lietuvā visvairāk tiek patērētas līdakas, raudas, asari un vīķes (Мальджюнайте 1963), Igaunijā - asarus, raudas un līdakas (Laanetu 1989), bet Baltkrievijā - līdakas, asarus, raudas (Сидорович 1995; Sidorovich, Pikulik 1997). Arī šajās valstīs zivju proporcija ūdru barībā mēdz būt neliela (2. pielikums). Liels sīko zivju īpatsvars raksturīgs ūdru barībā mazajās ūdenstecēs arī uz dienvidiem no Baltijas - Austrijā (O'Neill et al. 1998), Polijā (Brzezinski et al. 1993) un Turcijā (Knollseisen 1996b), kur kopējā zivju daļa uzturā ir lielāka. Tātad zivju faunas taksonomiskais sastāvs visdrīzāk nav saistīts ar to nelielo patēriņu Latvijā.

Par limitējošu faktoru ūdru izdzīvošanai tiek uzskatīts nepietiekams zivju daudzums (Ruiz-Olmo 1996), tomēr ir maz precīzas informācijas par zivju biomasas atspoguļojumu ūdru racionā vai ūdru populācijas kvantitatīvajos parametros. Šādu pētījumu nozīme uzsvērta arī starptautiskajā seminārā, kas Nīderlandē tika veltīts Eiropas ūdru izpētei un aizsardzībai (Anonymous 1996a), jo barošanās apstākļiem ir visciešākais sakars ar sugai nepieciešamo ekoloģisko resursu apzināšanu un aizsardzību. Ūdru barības resursu kvantitatīvai raksturošanai izmanto divus rādītājus - zivju biomasu ( $\text{g/m}^2$  vai  $\text{kg/ha}$ ) un produktivitāti, ar ko saprot pieaugumu, ko šī biomasa spēj dot gada laikā (Kruuk 1995). Stabilās ekosistēmās picaugums nodrošina ar barību visus zivju konsumentus, ieskaitot ūdrus, un saglabājas relatīvi nemainīga, sezonai raksturīga, zivju biomasa uz platības vienību. Ir zināmi gadījumi, kad oligotrofās upēs kalnu rajonos Lielbritānijā zivju produktivitāte, kuru pamatā veido foreles, ir par mazu, lai nodrošinātu ūdru pastāvīgu eksistenci -  $4.6 \text{ g/m}^2$  (Mason, Macdonald 1986). Turpretī zemieņu upēs zivju produktivitāte gadā var pārsniegt  $40 \text{ g/m}^2$  (Mann 1969 citēts pēc Mason, Macdonald 1986). Skotijā noskaidrots, ka ūdri apēd gadā  $9.6\text{-}14.4 \text{ g/m}^2$  lašu dzimtas zivju, to biomasai saglabājoties  $9.2\text{-}14.4 \text{ g/m}^2$  ar vidējo produktivitāti  $16.1 \text{ g/m}^2$  gadā. Aprēķināts, ka ūdri patērē 53-67% no šīs produktivitātes (Kruuk, 1995). Tajā pat laikā mazākais literatūrā minētais zivju īpatsvars ūdru racionā Lielbritānijas upēs ir gandrīz divas reizes lielāks nekā Latvijā - 66.2% (Webb, 1975 citēts pēc Mason, Macdonald 1986).

Mūsu iegūtie dati liecina, ka zivju biomasa Latvijas upēs ir salīdzinoši neliela, tomēr tas līdz šim nav radījis ūdru populācijas samazināšanos. Turklāt, lielāka zivju



biomasa nerada būtiski lielāku zivju patēriņu. Jāsecina, ka pašreizējos apstākļos zivis nav vienīgais vai galvenais barības bāzes komponents, kas nosaka ūdru populācijas stāvokli.

Nākošā īpatnība, kas raksturo ūdru barošanos Latvijā, ir **liels abinieku un kukaiņu īpatsvars barībā**. Trīs mēnešus gadā no decembra līdz februārim abinieku RSB ūdru ekskrementos Latvijas mazajās un vidējās upēs ir 50% un vairāk. Vienīgi vasarā tas samazinās līdz 20-30%. Mazāk abinieku - ap 17% - tiek patērēti vienīgi lielajās upēs un ezeros, kas nenozīmē, ka ūdri šī iemesla dēļ tajos patērētu vairāk zivju. Iespējams, ka, rēķinot pēc patērētās biomasas, abinieku īpatsvars racionā varētu būt vēl lielāks, jo skeleta daļu attiecība pret mīkstajiem sagremojamajiem audiem abiniekiem ir acīmredzami mazāka nekā zivīm, proti, sakarā ar skeleta uzbūves atšķirībām vienāda apēstās biomasas daudzuma gadījumā abinieku RSB ekskrementos varētu būt mazāks nekā zivju (Naumovs, Kartašovs 1990). Arī pēc citu autoru datiem (2. pielikums) abinieki veido samērā lielu barības daļu vietās un sezonās, kad zivis ir mazāk pārstāvētas, taču tur abinieki tiek uzskatīti par aizvietojošu barību (Chanin 1985, Пикулик, Сидорович 1996). Tas pierādīts ar būtisku negatīvo korelāciju starp attiecīgo barības atlieku sastopamību ekskrementos (Sidorovich, Pikulik 1997). Latvijas mazajās upēs, salīdzinot visa gada gaitā zivju un abinieku RSB, konstatēta nebūtiska pozitīva korelācija -  $r=0.16$ ,  $n=12$ ,  $P>0.1$ . Abinieku lielo nozīmi līdz ar to var skaidrot vienīgi kā gandrīz pilnīgu pārslēgšanos no relatīvi trūkstošās, Latvijā esošajam ūdru skaitam nepietiekamās zivju barības uz aizstājējbarību. Konstatētās barošanās priekšnosacījums, pirmkārt, ir lielie varžu ģints *Rana* pārstāvju un parasto krupju *Bufo bufo* resursi. Ģeogrāfiski tuvākā abinieku kvantitatīva uzskaitē veikta Baltkrievijā, kur konstatēts, ka varžu biomasa upēs no oktobra līdz aprīlim var sasniegt 858 kg uz 1 km ūdensteces (Пикулик, Сидорович 1996), kas ir desmitiem reižu vairāk nekā zivju biomasa Latvijas mazajās un vidējās upēs. Kaut arī varžu un krupju enerģētiskā vērtība ir zemāka nekā daudzu sugu zivīm (Nelson, Kruuk 1997), daudz vieglākās pieejamības dēļ tie Latvijā jāuzskata par līdzvērtīgu vai pat nozīmīgāku ūdru barības resursu nekā zivis. Baltkrievijā šāda situācija atzīta par tipisku antropogēnās ainavās, kur cilvēka darbības rezultātā, galvenokārt posusināšanas darbos, degradēti zivju resursi (Пикулик, Сидорович 1996). Šī parādība vērtēta kā ūdru izdzīvošanas stratēģija antropogēnā ainavā (3.5. att.). Turklāt



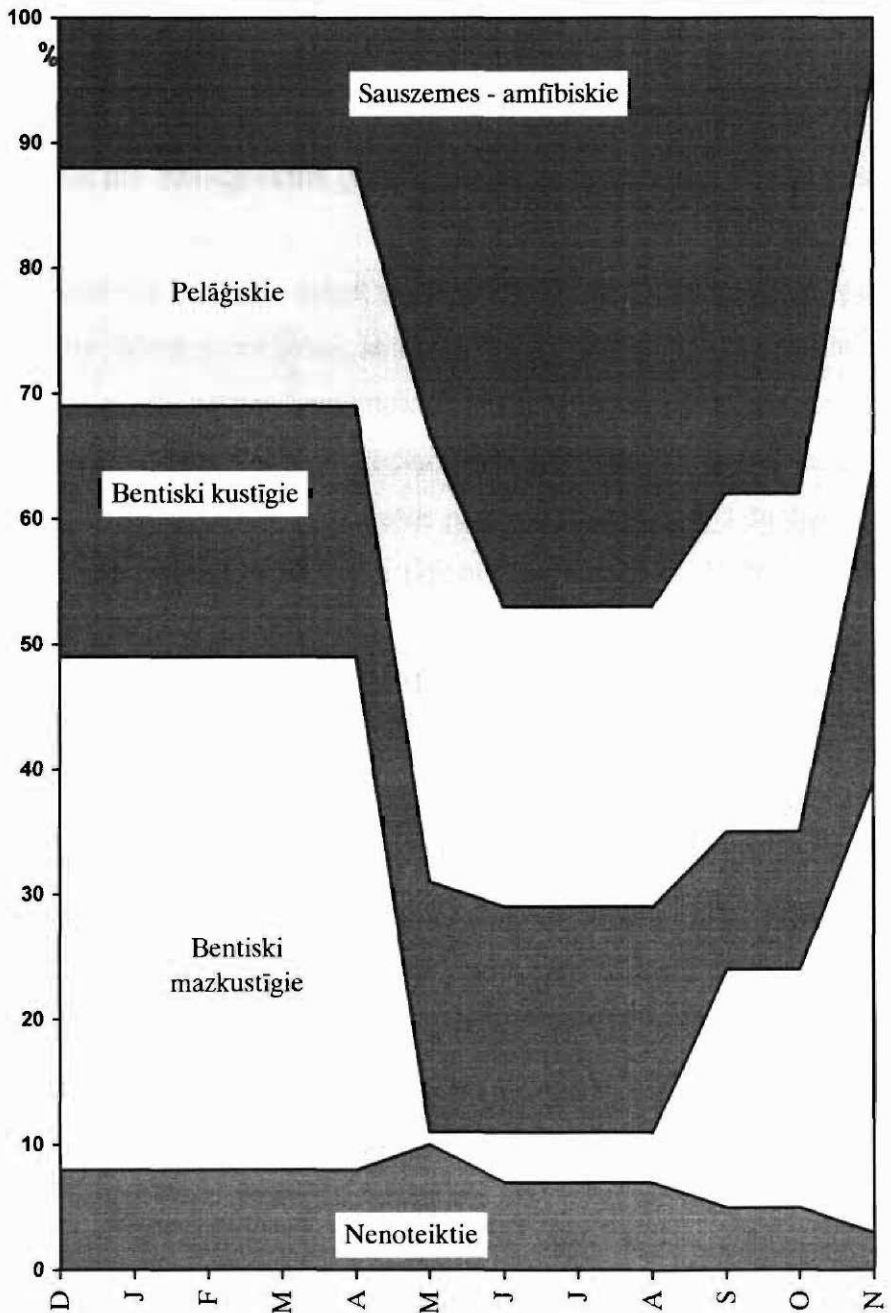
3.5. att. Ūdru apdzīvotās ūdensteces Latvijas antropogēnajā ainavā ir nabadzīgas ar zivju resursiem.

Latvijas parasto varžu *Rana temporaria* bioķīmiskās analīzes liecina, ka to tauku saturs ir augstāks nekā raudās *Rutilus rutilus* (4.4. tab. 95. lpp.). Taukiem bagātās zivis, kā piemēram, zuši *Anguilla anguilla*, kuras ūdri bieži medī rietumu reģionos, Latvijā ir retas.

Kukaiņu barības enerģētiskā vērtība ir salīdzinoši augsta (Gullan, Cranston 1994), taču jāšaubās vai ūdri spēj to pilnībā izmantot ātrā gremošanas procesa dēļ (Jurisch, Geidezis 1997). Arī pēc mūsu novērojumiem kukaiņu atliekas ūdru ekskrementos parasti bijušas nesagremotas. Dažāda lieluma ūdenstilpēs kukaiņu īpatsvars ūdru barībā maz atšķiras, taču tas lielā mērā pakļauts sezonālām izmaiņām (3.1. att.). Atšķirībā no pārējiem barības objektiem, kukaiņu patēriņš negatīvi korelē ar zivju patēriņu ( $r = -0.607$ ,  $n=12$ ,  $P < 0.05$ ), tādēļ nevar uzskatīt, ka kukaiņi ūdru gremošanas sistēmā nokļuvuši galvenokārt ar zivju un abinieku kuņģiem. Kukaiņi ūdru barībā konstatēti arī citur Eiropā (Mason, Macdonald 1986) un Āzijā (Илюшкин, Останин 1984). Zinot, ka izmēru ziņā tie ievērojami atpaliek no pārējiem barības objektiem, jāsecina, ka ūdri tos ēd, pateicoties biežai sastopamībai un iespējam viegli noķert. Kopā ar abiniekiem kukaiņi spēj nodrošināt ūdru uzturēšanos zivīm nabadzīgos biotopos un dot ieguldījumu vienlaidus ūdru populācijas izdzīvošanā Latvijā.

Kā nākošo īpatnību Latvijas ūdru raciona taksonomiskajā struktūrā jāmin arī **zīdītāju pārsvaru pār putniem**. Eiropā tas konstatēts tikai dažās oligotrofās Lielbritānijas upēs (Mason, Macdonald 1986), Austrumslovākijā (Koščo, Košuth 1995) un Somijā (Sulkava 1996). Acīmredzot, zīdītāji Latvijā ūdriem ir vairāk pieejami vai arī vieglāk iegūstami nekā putni. Jūlija un augusta mēnešos, kad putnu un zīdītāju patēriņš ir līdzvērtīgs, sezonāli sakrīt ar daudzu putnu sugu mazuļu izšķilšanos un patstāvīgas dzīves uzsākšanu (Baumanis, Klimpiņš 1997).

Iegūtie rezultāti ļauj attēlot ūdru **barošanās ekoloģijas sezonālo kopainu** Latvijas mazajās un vidējās upēs (3.6. att.). Salīdzinot racionu cits citam sekojošu mēnešu starpā (3.6. tab.), gada laikā iespējams izdalīt piecus kvalitatīvi atšķirīgus dažāda ilguma periodus: pirmais - no decembra līdz aprīlim, otrais - maijs, trešais - no jūnija līdz augustam, ceturtais - no septembra līdz oktobrim un piektais - novembris. Galveno ūdru barības objektu - zivju, abinieku, kukaiņu, zīdītāju, putnu, vēžu, gliemju un augu - būtiski atšķirīgā sastopamība ekskrementos liecina par krasām pārmaiņām racionā, mainoties nosauktajiem periodiem.



3.6. att. Ūdru barības objektu nosacīts iedalījums (relatīvā atlieku sastopamība ekskrementos) atkarībā no patērēto sugu uzturēšanās vietas Latvijas mazajās un vidējās upēs laikā no decembra līdz novembrim.

Par “bentiski mazkustīgajiem” organismiem uzskatīti gliemji un vārdes periodā no oktobra līdz martam; par “bentiski kustīgajiem” - vēži, nēģi, līņi, grunduļi, plauži, karpas un karūsas no oktobra līdz martam, *Cobitidae* dz. zivis, zuši, vēdzeles, platgalves un puse no zivīm, kuru suga analizēs nav noteikta; par “pelāgiskajiem” - karpas un karūsas no aprīļa līdz septembrim, visas nenosauktās zivju sugas un puse no analizēs nenoteiktajām zivju sugām, kā arī spāru kāpuri, airvaboles un to kāpuri; par “sauszemes - amfībiskajiem” - abinieki no aprīļa līdz septembrim, zīdītāji, putni, rāpuļi un sauszemes kukaiņi.

Barības objektus iespējams grupēt ne tikai pēc taksonomiskām pazīmēm. Tālākajā analīzē tos iedalām četrās nosacītās **ekoloģiskās grupās atkarībā no mikrobiotopa**, kurā tie parasti uzturas, kā arī no veida, kādā ūdri tos var iegūt.

Pie pirmās grupas pieskaitām bentiskus mazkustīgus barības objektus, kas atrodas uz ūdenstecešes gultnes un nav spējīgi aktīvi pārvietoties. Tie var atrasties atklātās vietās vai arī dūņās un zem akmeņiem, pa vienam vai grupveidā. Šīs vietas parasti ir specifiskas attiecīgajām sugām. Ūdri nirstot tos sameklē un iegūst bez īpašas piepūles. Šai grupai pieskaitām ūdenī ziemojošos abiniekus, daļu vēžveidīgo un barībā reti lietotos moluskus. Šīs grupas resursu izmantošana pastiprinās septembrī - oktobrī, bet ziemā un agrā pavasarī sasniedz ~40% no kopējo barības atlieku skaita ekskrementos. Grupu veido galvenokārt ūdenstecešes ziemojošās parastās vardes. Maijā šis barošanās veids gandrīz netiek izmantots, bet no jūnija līdz augustam tādā veidā ūdri var iegūt tikai ~5% no kopējā raciona.

Otro grupu sastāda bentiski kustīgie organismi un tajā iedalīta puse no patērētajiem vēžveidīgajiem, nēģi un bentiski dzīvojošās zivis - grunduļi, akmeņgrauži, zuši, vēdzeles, platgalves, kā arī karpas un karūsas no oktobra līdz marta mēnesim. Šo barību ūdri meklē uz ūdenstilpes gultnes, dažkārt pat pārvietojot akmeņus un siekstas (Sulkava, 1996). Arī šie organismi slēpjas tiem tipiskās vietās, taču, atšķirībā no iepriekšējās grupas, ūdriem, tos atrodot, ir maz izredžu reizē iegūt vairāk kā vienu indivīdu. Raksturīgi, ka šīs grupas organismu īpatsvars barībā gada laikā ir samērā nemainīgs – ap 20%.

Trešā ir pelaģisko organismu grupa, kurai pieskaitām spāru kāpurus, airvaboles un to kāpurus, šajā slānī dzīvojošās zivju sugas, tajā skaitā arī karpas un karūsas periodā no aprīļa līdz septembrim. Šo organismu sastopamība un noķeršanas iespējas ir visai atšķirīgas atkarībā no to bioloģiskā dzīves cikla, peldēšanas ātruma un uzvedības. Piemēram, zināms, ka vajāti asari paslēpjas zālēs, kur paliek nekustīgi un līdz ar to viegli noķerami (Geidezis 1996). Pēc mūsu novērojumiem līdzīgi izturas arī stagari. Nepietiekamas informācijas dēļ šīs trešās grupas barības objekti pēc to ieguves veida sīkāk nav raksturoti, bet visumā uzskatāmi par grūtāk noķeramam barību nekā divu iepriekšējo grupu pārstāvji. Pelaģiskos organismus ūdri visvairāk izmanto maijā – ap 35%. Šis periods sakrīt ar daudzu zivju nārsta laiku (Tauriņš, Ozols 1956; Plikšs, Aleksejevs 1998), kaut gan kopējais zivju īpatsvars ūdru barībā šajā laikā būtiski nepieaug (3.6. tab.), jo, acīmredzot, bentiskās zivis tiek ēstas attiecīgi mazāk.

Savukārt ziemas mēnešos pelagisko organismu īpatsvars ir vismazākais – tikai ap 20%, bet pārējā laikā – aptuveni 30%.

Pārējie barības objekti iedalīti ceturtajā grupā, un tai pieskaitāmi sauszemes dzīvnieki un abinieki. Tie ir zīdītāji, putni, rāpuļi, sauszemes kukaiņi, kā arī vārdes un krupji periodā no aprīļa līdz septembrim. To atrašanās vietas un ieguves veids ir visdažādākie, bieži vien nejauši (Сидорович 1995). Piemēram, sauszemes zīdītāji var tikt noķerti, tiem pārpeldot upi, bet tajā pat laikā brūnās vārdes *R. temporaria* un *R. arvalis* vasarā var atrasties tālu no ūdens. Tomēr neatkarīgi no noķeršanas vietas ar šiem resursiem ūdrus nodrošina galvenokārt upju krasta josla. Vasarā no jūnija līdz augustam šie organismi veido apmēram pusi no atliekām ekskrementos. Septembrī - oktobrī to īpatsvars samazinās par 5-10%, bet krasas pārmaiņas vērojamas novembrī, kad mazo upju krasta joslā tiek iegūts tikai ap 5% no kopējās barības. Arī ziemas mēnešos šo barības objektu īpatsvars ir salīdzinoši niecīgs (~10%), bet maijā tas atkal krasi pieaug līdz 30%.

Kāda loma šajā ciklā ir ūdru **barības objektu izmēriem**? Ņemot vērā ūdru ekomorfoloģisko specializāciju (Милютин 1992) un zinot, ka primārās barības - zivju - indivīdu izmēru struktūras modelis atbilst dabā esošajam (3.9. tab.), būtiski ir salīdzināt kopējo barības objektu ekoloģisko iedalījumu ar zivju izmēru struktūras sezonālo dinamiku (3.7. tab).

Jāpieņem, ka lielākas zivis, kaut arī tās ātrāk peld (Chanin 1985), mazajās un vidējās upēs ūdriem ir izdevīgākais medījums, jo tās vieglāk atrodamas un noķeramas relatīvi ierobežotās ūdens telpas dēļ. Gada laikā konstatējam divus periodus - aprīli un septembri, kuros palielinās par 20 cm garāku zivju īpatsvars. Tas sakrīt ar lašveidīgo zivju nārsta migrācijām. Tomēr pelagisko organismu īpatsvars ūdru racionā šajā laikā redzami nepieaug (3.6. att.). No 16 līdz 20 cm garo zivju īpatsvars gada gaitā ir ļoti svārstīgs, un to grūti saistīt ar sezonālām likumsakarībām. Daudz svarīgāku vietu ūdru barībā ieņem zivis līdz 15cm garumam, sezonāli mainoties to izmēriem zem 10cm un robežās starp 10-15cm. Pieaugot 10-15 cm garu zivju īpatsvaram, samazinās par 10 cm īsāko zivju proporcija un otrādi ( 3.2. att.,3.7. tab.). Ja sākotnējais pieņēmums par lielāko zivju izdevīgumu ir pareizs, tad labvēlīgākie ūdru barošanās apstākļi ir oktobrī un novembrī, kad 10-15 cm garu zivju relatīvais daudzums mazajās un vidējās upēs ir vislielākais. Arī kopējais zivju īpatsvars barībā novembrī īslaicīgi pieaug (3.1. att.). Tomēr maijā, kad ūdri relatīvi visvairāk barojas pelagiskajā zonā un kopā ar

kustīgajiem bentosa organismiem, tajā skaitā nēģiem, patērē ap 60% zivju barību, 10-15 cm garo zivju proporcija ir būtiski samazinājusies, bet sīko zivju - pieaugusi. Jāsecina, ka šie rezultāti pilnībā neapstiprina pieņēmumu par lielāku zivju izdevīgumu ūdru barības ieguvē. Pārējiem barības objektiem sezonālas izmaiņas upuru izmēros nav novērotas, tādēļ arī izmēri netika reģistrēti.

Kopumā tie ūdru barības objekti, kas vairāk vai mazāk aktīvi pārvietojas pa ūdensteču gultni un pelaģisko zonu, veido no sezonas maz atkarīgu raciona daļu. Daudz krasākas pārmaiņas novērojamas mazkustīgu bentosa organismu patēriņā. Šīs grupas pamatā ir t. s. brūnās vardenes, galvenokārt *R. temporaria*, kas ziemo mazo un vidējo upju gultnes substrātā. Ūdenī ziemo arī zaļās vardenes *R. lessone*, *R. ridibunda* un *R. esculenta*, taču šie abinieki izvēlas mierīgas zāļainas dziļas vietas bez straumes, galvenokārt dīķus, (Банников, Денисова 1956) un ziemā ūdriem grūti pieejami. Uz ziemojošo varžu nozīmi ūdru barībā norādīts arī Igaunijā (Laanetu 1989), Baltkrievijā (Пикулик, Сидорович 1996), Polijā (Brzezinski et al. 1993), Somijā (Sulkava 1996) un citās vietās, tomēr tur tik ievērojama vieta racionā attiecināta vienīgi uz kādu noteiktu ūdenstilpju tipu vai sezonu, bet ne uz visu valsts teritoriju un ne visa gada laikā, kā tas konstatēts Latvijā.

Abinieku nozīme ūdru izdzīvošanā Latvijā kļūst vēl redzamāka, analizējot situāciju vasaras periodā. Ūdrs kā ekomorfoloģiski specializēts ihtiofāgs, barību pirmkārt meklē ūdenī. Latvijas mazās un vidējās upes vasaras vidū nav bagātas ar ūdru barībai derīgiem hidrobiontiem. Lai izdzīvotu, trūkstošo barības daļu – 40 līdz 50% pēc sastopamības ekskrementos - ūdrs kompensē ar krasta joslā sastopamajiem dzīvniekiem, no kuriem liela daļa atkal ir abinieki (3.1. att.), jo brūnās vardenes šajā laikā no ūdens ir pārvietojušās uz sauszemi. Līdz ar to laika posmā no maija līdz oktobrim ūdriem ir ļoti būtiska mazo un vidējo upju krasta zona.

Atgriežoties pie sugas ekomorfoloģiskās specializācijas, jāsecina, ka Latvijas mazajās upēs pašreiz pie esošā ūdru apdzīvotības blīvuma tiem vislabākie eksistences nosacījumi ir novembrī. Vissliktākie barošanās apstākļi var veidoties vai nu ziemas beigās, kad izēšanas vai aizsalšanas rezultātā var sākt trūkt ūdenī esošie barības resursi un tos nav ar ko kompensēt, vai arī vasaras vidū, kad ūdri daudz barojas pretēji savai specializācijai - uz sauszemes. Pēdējais gadījums populācijai ir mazāk bīstams, jo iespējama trūkstošo resursu kompensācija, paplašinoties barības spektram. To mēs arī novērojām pēc ekskrementu analīžu rezultātiem (3.4. att.). Ziemā, turpretī, plaša

barības izvēle nav iespējama, tādēļ novērota barošanās daudzveidības samazināšanās periodā no janvāra līdz martam.

Ūdru barošanos ietekmē arī pārējo **biotopu daudzums, kvalitāte un izvietojums**. Barošanās apstākļu specifikai lielajās upēs un ezeros iespējami trīs galvenie cēloņi: pirmkārt, salīdzinot ar mazajām upēm, būtiski atšķiras ekoloģiskie apstākļi, kas rada specifisku sugu sastāvu; otrkārt, lielajām ūdenstilpēm ir mazāks krastu līnijas kopgarums attiecībā pret ūdens virsmu un tilpumu; treškārt, lēni tekošos vai stāvošos ūdeņos iespējama pilnīga virsmas pārklāšanās ar ledu ziemas periodā, parasti no novembra beigām līdz aprīļa sākumam.

Rezultāti rāda, ka, barojoties ar zivīm, ezeros vairāk tiek patērētas tur raksturīgās sugas. Pateicoties sugu sastāvam, ezeros un lielajās upēs ūdri ķer salīdzinoši lielākas zivis, un tas varētu norādīt uz priekšrocībām barības ieguvē šajās ūdenstilpēs. Tomēr kopējais zivju patēriņš ezeros un ar tiem saistītajās ūdenstecēs būtiski neatšķiras (3.3. tab.). Tam par iemeslu var būt gan ezeru salīdzinoši zemāka produktivitāte (Zeiske, Plomann 1982), gan arī tas, ka zivis lielākā ūdens telpā grūtāk noķeramas. Tajā pat laikā jādomā, ka lielās upes un ezeri sekmē mazo ūdensteču papildināšanu ar zivīm, jo īpaši pēc sausuma periodiem un nārsta migrāciju rezultātā. Pateicoties ezeriem, arī zivju daudzveidība mazajās upēs ir lielāka, jo tekošu ūdeņu dziļākajos posmos var uzturēties ezeru zivju sugas, turpretī ezeros nav sastopamas reofilās upju sugas.

Īpaša loma lielajiem ūdeņiem ir ūdru nodrošinājumā ar vēžveidīgo resursiem, kas ir ļoti svarīgi, jo vēži uzskatāmi par vispārzināmu ūdru barības objektu (Chanin 1985; Mason, Macdonald 1986; Сидорович 1995). Toties relatīvi mazāk ezeros un lielajās upēs ūdri patērē abiniekus. Tam iemesls var būt reizē gan vēžu, gan lielāka izmēra zivju labāka pieejamība, kā arī relatīvi īsāka krasta līnija, kas samazina abinieku noķeršanas iespējas.

Ledus apstākļu dēļ mūsu rīcībā nav pietiekošu datu par ūdru barošanos lielajās ūdenstilpēs ziemā. Tomēr daļa no tām var tikt izmantota barības ieguvei arī ledus periodā, pateicoties daudzajām bebru alām, kuras nodrošina neaizsalstošas ieejas ūdenī zem ledus segas. Turklāt, pazeminoties ūdens līmenim, zem ledus veidojas gaisa telpa piekrastes zonā. Taču ekskrementi šādā situācijā nav atrodami. Ūdru barošanās apstākļus līdzīgi nelieliem caurteces ezeriņiem uzlabo arī bebru dīķi





3.7. att. Mākslīgās ūdenskrātuves uz Gaujas augšteces (Ranka, Velēna, Sinole) ir ūdriem pietiekami piemērotas



3.8. att. Ūdri bieži apmeklē neapbūvētās upju grīvas Baltijas jūrā un Rīgas līcī.

(Ozoliņš et al. 1992a) un mākslīgās ūdenskrātuves (Сидорович 1995), ja vien pārējie nosacījumi atļauj dzīvniekiem tās izmantot (3.7. att.).

Barošanās nolūkā ūdri izmanto arī **jūras un Rīgas līča piekrasti** (3.8. att.). Rudenī veiktie barības sastāva pētījumi, apstiprina, ka upju grīvu tuvumā tie gan vairāk barojas ar jūras piekrastei tipiskām sugām, taču rezultātā tas gandrīz neietekmē zivju kopējo īpatsvaru barībā (1. pielikums). Areāla daļās, kur jūras krastā atrodas ūdriem piemērotas slēptuves, tie lielākoties barojas jūrā, kā piemēram, Kamčatkā (Илюшкин, Останин 1984). Tie var pat veidot piekrastes populācijas, kā Šetlandē (Kruuk, 1995) vai Norvēģijā (Heggberget, Myrberget 1980). Tur ūdri gandrīz visu nepieciešamo barību iegūst jūrā, nelielās saldūdens ietekas izmantojot vienīgi sāls izmazgāšanai no apmatojuma (Kruuk 1995). Baltijas jūras piekrastē ūdri ilgstoši neuzturas sakarā ar tai raksturīgo plato sēkļu un liedaga zonu, kas ierobežo barības iegūvi un slēpšanās iespējas. Tomēr jūra ir papildus barības avots, kuram pateicoties var notikt arī ūdru pārvietošanās starp blakus saldūdens baseinu grīvām.

### 3.5. Secinājumi

- Ūdri Latvijā un pārējā Austrumbaltijā kopumā ēd mazāk zivju, nekā pārējā izpētītajā areāla daļā. Relatīvi augsto populācijas blīvumu tie uztur, pateicoties bagātīgajiem abinieku un sauszemes dzīvnieku resursiem.
- Sugas pamatbiotops Latvijā, kas nodrošina vienlaidus populācijas eksistenci, garantējot barošanos visa gada garumā, ir mazās un vidējās ūdensteces. Ūdru barošanās apstākļus uzlabo lielās upes, caurteces ezeri, jūra, bebru dīķi un daļa no mākslīgajām ūdenskrātuvēm.
- Ūdri Latvijā, salīdzinot ar lielāko daļu pārējo reģionu, relatīvi mazāk ēd putnus, pie kam nenodarot ievērojamus postījumus to ligzdošanas periodā.
- Ūdru barošanās optimums Latvijas mazajās un vidējās upēs konstatēts novembrī.
- Gadā vērojami divi relatīvi sliktāki periodi ūdru nodrošinātībā ar barības resursiem - ziemas beigās un vasaras vidus. Visnelabvēlīgākie barošanās apstākļi ūdriem ir ziemas beigās, kad atšķirībā no vasaras vidus ir ierobežotas iespējas paplašināt barības spektru ar sauszemes sugām.
- Ūdru populācijas aizsardzībā Latvijā izšķiroša loma ir visa veida ūdenstilpju krastu joslas, kā nozīmīga barošanās biotopa, līdzšinējo īpašību saglabāšanai.

## 4. Piesārņojuma ietekme uz ūdru populāciju

### 4.1. Ievads

Analizējot antropogēno faktoru negatīvo ietekmi uz Eirāzijas ūdru populācijām, kā pirmais literatūrā tiek minēts piesārņojums, kaut arī uzsvērts, ka ūdru skaitu un izplatību ietekmējusi vairāku faktoru summārā iedarbība (Mason, Macdonald 1986; Macdonald, Mason 1990). Viduseiropā ūdru skaits ievērojami samazinājās jau šā gadsimta pirmajā pusē (Jahrl 1995), un arī Latvijā šis process vērojams medījamo dzīvnieku uzskaites datos (Ornicāns 1996a). Domājams, ka šajā laikā galvenie skaita izmaiņu iemesli bija pārmērīgas medības un biotopu iznīcināšana. Piecdesmitajos gados Rietumeiropā sākās īpaši strauja ūdru skaita un arī izplatības samazināšanās (Chanin, Jefferies 1978; Chanin 1985), kas sakrīt ar šī reģiona straujo pēckara industriālo attīstību un lauksaimniecības pastiprinātu ķimizāciju. Latvijā, kā arī Igaunijā un Lietuvā šajā laikā pilnīgi pretēji vērojams ūdru skaita pieaugums, bet tā samazināšanās notiek vēlāk - sešdesmitajos un septiņdesmitajos gados (Блузма 1990; Ornicāns 1996a; Laanetu 1998). Tā kā ūdri barojas ar dzīvnieku barību, galvenokārt ar zivīm, tie ir atkarīgi no piesārņojuma fona. Šai problēmai veltīta liela uzmanība ūdru aizsardzības plānos (Macdonald, Mason 1990, 1994; Blanke 1996; Smit et al. 1991, 1996; Mason 1997). Savukārt Latvija, kur ūdru populācijas stāvoklis pretstatā Rietumeiropai salīdzinājumā ar pirmskara periodu ir uzlabojies, sniedz lielisku iespēju salīdzinošiem pētījumiem par sugas apdraudētības cēloņiem Eiropas mērogā.

Pētījumu uzdevums bija noskaidrot:

- vai piesārņojums ierobežo ūdru izplatību Latvijā, par ko liecinātu to izvairīšanās no stipri piesārņotiem biotopiem;
- kāda ir pašu bīstamāko vielu koncentrācija ūdru organismā Latvijā uz pārējo reģionu datu fona.

### 4.2. Problēmas apskats

#### 4.2.1. Ūdriem bīstamo piesārņojuma veidu vispārīgs apskats

Piesārņojuma veidus iespējams grupēt pēc to iedarbības uz ūdru organismu, kas var būt tieša un netieša. Pirmajā gadījumā notiek organisma saindēšanās, kam var

būt letālas vai subletālas sekas. Otrajā gadījumā pasliktinās vides kvalitāte plašā nozīmē, tajā skaitā samazinās barības resursi. Daudziem piesārņojuma veidiem raksturīga gan tieša, gan netieša iedarbība (Mason 1989).

*Organiskā piesārņojuma*, kā piemēram, notekūdeņu no fermām, pārtikas uzņēmumiem un kanalizācijas ietekmē rodas zems skābekļa saturs ūdenī, kas iedarbojas uz ūdriem netieši, samazinot barības resursus. Par sevišķi nelabvēlīgiem atzīti notekūdeņi no cūku fermām (Mason 1989).

*Eitrofikācija*, biogēno ķīmisko elementu, īpaši slāpekļa un fosfora, ievadīšana ūdenī arī rada skābekļa deficītu, kas veidojas zaļo augu masai sadaloties pēc veģetācijas perioda, kā arī augiem elpojot tumsā. Tomēr eitrofikācija uz ūdriem netiešā veidā kaitīgi iedarbojas tikai tad, ja tā sasniedz relatīvi noteiktu robežu. Mērena eitrofikācija palielina zivju biomasu (Mason 1989), kā arī samazina toksisko vielu koncentrāciju zivīs uz pieaugošās biomasas rēķina (Olsson, Jensen 1975).

*Vides skābuma* palielināšanos, ko mēra kā pH samazināšanos saldūdenī, Eiropā rada sēra un slāpekļa oksīdu nokļūšana atmosfērā, iežu un augsnes izskalošana, skujkoku plantāciju ierīkošana. Šis process saistīts ar zivju masveida mirstību, ihtiofaunas sastāva izmaiņām, zivju augšanas un vairošanās traucējumiem (Haines 1981 citēts pēc Mason 1989).

*Nafta un tās produkti* blakus netiešai ietekmei uz barības resursiem var arī tieši apdraudēt ūdrus, nokļūstot uz apmatojuma. Rezultāts ir ķermeņa atdzišana un, laizot kažoku, kaitīgā produkta nokļūšana gremošanas sistēmā, kur tas rada kuņģa hemorāģisku iekaisumu. Bez tam regulāri piesārņotos ūdeņos iespējama arī naftas sadalīšanās produktu uzkrāšanās barības ķēdēs (Mason 1989).

*Radioaktīvais piesārņojums* salīdzinoši maz pētīts. Černobiļas rajonā pēc avārijas 2 beigtu ūdru muskuļos atrasts paaugstināts radioaktīvā cēzija saturs (Skaren 1988). Radioaktīvo elementu uzkrāšanās ūdru orgānos, īpaši liesā un ādā, Černobiļas zonā konstatēta arī baltkrievu zinātnieku pētījumos (Sidorovich et al. 1996b), taču tur noskaidrots, ka upēs un tiešā to krastu tuvumā  $\gamma$  starojuma līmenis ir krietni zemāks nekā tālākajā palienes iepakā.

*Smagie metāli* ir plaši sastopams piesārņojuma veids industriāli noslogotos rajonos, taču neuzskata, ka tie varētu būtiski samazināt ūdru izplatību. Par pašu bīstamāko atzīts dzīvsudrabs, jo to plaši pielieto gan lauksaimniecībā fungicīdu sastāvā, gan rūpniecībā, ražojot elektroprecis un krāsas, kā arī tas nonāk atmosfērā,

sadedzinot fosilo kurināmo (Wren 1986 citēts pēc Mason 1989). Īpaši toksisks ir metildzīvsudrabs. Baltkrievu zinātnieki ziņo par patoloģiskām izmaiņām ūdru mātīšu iekšējos orgānos upēs, kur novērota augsta smago metālu koncentrācija (Sidorovich et al. 1996b), kā arī par galvaskausa anomālijām Amerikas ūdelēm *Mustela vison* (Sidorovich, Savčenko 1992).

*Hlororganisko savienojumu* koncentrācijai pagaidām konstatēta no visiem piesārņojuma veidiem visciešākā saistība ar ūdru populācijas stāvokļa pasliktināšanos. Par bīstamākajiem uzskata polihlorbifenilus, ko starptautiskajā literatūrā apzīmē ar PCB un hlororganiskos insekticīdus - dieldrīnu ( $C_{12}H_8OCl_6$ ) un DDT ar tā sadalīšanās produktiem DDE un DDD. Savukārt no minētajām vielām visplašākie pētījumi un pierādījumi kaitīgajai ietekmei apkopotī par PCB (Mason 1989; Olsson, Sandegren 1991a,b; Smit et al. 1996). To uzkrāšanās jūras ekosistēmā pētīta arī Baltijā (Roots, Aps 1993; Roots 1995).

#### **4.2.2. Polihlorbifenili (PCB)**

Tā ir organisku savienojumu grupa, kuru molekulas sastāvā ietilpst divi izolēti savienoti, bez kopīgiem oglekļa atomiem saistīti benzola gredzeni, kuriem piesaistīts dažāds hlora atomu skaits (Cēdere, Logins 1996). Atkarībā no hlora atomu skaita un telpiskā novietojuma mainās šo vielu toksiskums. Visbīstamākais ir telpiskais izomērs, kam hlora atomi atrodas vienā benzola gredzenu plaknes pusē - koplanārais PCB (Tanabe 1987 citēts pēc Mason 1989). Pavisam PCB grupā reģistrēti vairāk nekā 200 radniecīgu savienojumu (Blanke 1996).

PCB raksturīga augsta ķīmiskā stabilitāte, siltumvadība un dielektriķa īpašības. Tie plaši izmantoti 50. - 60.-tajos gados elektrības transformatoros, hidrauliskajās sistēmās, siltumapmaiņas iekārtās, noturīgu krāsu sastāvā un kā piedevas dažādiem sintētiskiem materiāliem. Par videi kaitīgām vielām PCB tika atzīti 1966. gadā (Jensen 1972), taču tikai 1976. gadā ES valstīs sāka ierobežot to izmantošanu (Blanke 1996).

PCB šķīst dzīvnieku taukos, tie ir bioloģiski stabili un uzkrājas barības ķēdēs. Molekulāro procesu līmenī tie izsauc traucējumus olbaltumvielu sintēzē, kas noved pie fizioloģisko procesu traucējumiem. Plašs starptautisks pētījums un materiālu apkopojums par PCB saistībā ar ūdru populācijas stāvokli veikts Nīderlandē, kur šie dzīvnieki, iespējams, PCB ietekmes rezultātā kopš 1988. gada savvaļā vairs nav

sastopami (Smit et al. 1996). Šajā holandiešu darbā izklāstīti turpmāk minētie fakti un atziņas par PCB ietekmi gan organisma, gan populācijas, gan ekosistēmas līmenī.

- PCB pazemina A vitamīnu līmeni organismā, kā rezultātā pavājinās augšana, attīstība, redze, imūnspejas. Infekcijas draudi sevišķi skar elpošanas, uroģenitālo un gremošanas sistēmu. PCB izsauc arī aizkrūts dziedzeru atrofiju un reproduktīvās sistēmas bojājumus.
- Pētījumos ar Dānijas ūdriem pierādīts, ka, grupējot tos atkarībā no PCB satura audos, saslimšanas gadījumu skaits ir lielāks grupās ar augstāku PCB koncentrāciju. Līdz ar to var uzskatīt par pierādītu PCB negatīvo ietekmi indivīdu līmenī, bet to nozīme paliek neskaidra populāciju līmenī.
- Vienas ūdru populācijas indivīdiem PCB koncentrācija audos atšķiras atkarībā no vecuma un dzimuma. Augstāka tā ir tēviņos, jaunos ūdros un nelaktējošās mātītēs, jo nobriedušajām mātītēm PCB tiek izvadīts ar piena taukiem. Turklāt, jo lielāks metiens, jo vairāk PCB mātīte zīdot izdala.
- Tā kā dažādiem PCB izomēriem ir atšķirīgs toksiskums un to kvantitatīvās proporcijas mainās barības ķēdē, analizēs nosaka vai nu summāro PCB koncentrācijas rādītāju, vai septiņu biežāk sastopamo PCB koncentrāciju.
- Tā kā PCB īpaši strauji akumulējas saldūdens biocenozēs, tad ūdrs kā šo barības ķēžu pēdējais konsuments tos uzņem vislielākajā koncentrācijā.
- Korelācija starp septiņu biežāk sastopamo PCB un dažu vistoksiskāko PCB izomēru koncentrācijām zivīs ir augstāka nekā ūdros, tādēļ veicot PCB summāros mērījumus, zivis var izmantot par precīzāku vides kvalitātes rādītāju nekā ūdros.
- Lielajās zivīs PCB koncentrācija ir lielāka nekā mazajās, jo savienojumi uzkrājas zivju augšanas gaitā.

#### **4.3. Materiāls un metodes**

Ūdru apdzīvotības ilgtermiņa novērošanai izvēlētas divas stipri piesārņotas dažādu Latvijas reģionu upes - Kārone un Sula (Latvijas upju bioloģiskā kvalitāte - VARAM, Latvijas Vides datu centrs).

*Kārone* atrodas Talsu raj. un ir Ventas lielbaseina Abavas labā krasta pieteka. Tās garums 23 km, sateces baseins aptver 98.1 km<sup>2</sup>. Pie Jaunpagasta 12 km no ietekas

Abavā 80.-tajos gados Kāronē pastāvīgi ieplūda organiskais piesārņojums un naftas produkti no spirta rūpnīcas un citiem uzņēmumiem.

*Sulas* upe, kas atrodas Madonas raj., ir Daugavas lielbaseina Kujas labā krasta pieteka. Tās garums 20 km, sateces baseina platība 47.0 km<sup>2</sup>. Pie Cesvaines 7 km no ietekas Kujā upē ieplūst organiskais piesārņojums no piena pārstrādes rūpnīcas un sadzīves notekūdeņi no pilsētas kanalizācijas.

Abas izraudzītās upes ir visai līdzīgas, jo to augšteces lauksaimniecības zemju meliorācijas gaitā ir pārveidotas, uz tām uzbūvēti vairāki mākslīgi aizsprosti, kā arī abām minētajām rūpnīcām ierīkotas attīrīšanas iekārtas, kas darbojušās galvenokārt tikai mehāniskajā režīmā.

Ūdru visu darbības pēdu uzskaitē Kāronē izdarīta ik gadus maijā laika posmā no 1986. līdz 1991. gadam. Dati ievākti 1 km krastu posmos maršrutā no 5. līdz 23. km, skaitot no ietekas. Bez tam 1997. gada maijā, septembrī un novembrī veikta Kārones apdzīvotības pārbaude, nosakot svaigas darbības pēdas, kas atstātas iepriekšējā diennaktī. 1997. gada maijā, septembrī un novembrī. Sulā apdzīvotības pārbaude izdarīta 31 reizi laikā no 1986. līdz 1997. gadam. Pārbaudēm dabā izmantots karšu materiāls - hidrogrāfiskā tīkla rajonu shēmas (1:100 000; 1974. gads) un pagastu plāni (1: 25 000; 1990. gads).

Materiāls piesārņojuma analīzēm ievākts divās Latvijas vietās tajos pat reģionos, kur minētie pēdu uzskaites maršruti - Ventas lielbaseinā Kuldīgas raj. Skrundas apkārtnē un Gaujas lielbaseinā Gulbenes raj. Velēnas apkārtnē. Divu gadu laikā - 1991. un 1992. - katrā vietā ievākti 4 bebru lamatās noķerti ūdri, 10 raudas (*Rutilus rutilus*) un 10 parastās vardenes (*Rana temporaria*). Salīdzinājumam materiālu ievācām arī Zviedrijas dienvidos pie Urena ezera 1992. gadā, kur ieguvām 10 raudas, bet tikai 2 parastās vardenes un 4 parastos krupjus (*Bufo bufo*). Visi minētie biotopi uzskatāmi par eitrofiem. Lai rezultāti būtu salīdzināmi ar līdz šim Skandināvijā iegūtajiem datiem, PCB un DDT analīzes veica Stokholmas Dabas vēstures muzeja Vides piesārņojuma izpētes laboratorijā, lietojot agrāk aprobētas hromatogrāfijas metodes un iekārtas (Jensen et al. 1972; Blomkvist et al. 1992 abi citēti pēc Sjöåsen et al. 1997).

Seši bebru lamatās noķertie ūdri pirms paraugu sagatavošanas tika nosvērti un izmērīti, kā arī katram aprēķināts ķermeņa kondīcijas indekss (Kruuk 1995), bet divi ūdri - tikai nosvērti. Ūdru kreisās pakaļējās ekstremitātes muskuļaudu paraugi tika

analizēti individuāli. No raudām un vardēm katrai paraugu ņemšanas vietai atbilstoši tika izgatavoti 2 jaukti homogenizēti visu ķermeņa audu paraugi no 5 indivīdiem katrā paraugā. Urena ezeram viens abinieku paraugs tika pagatavots no 2 vardēm, bet otrs - no 4 krupjiem. PCB un DDT koncentrācijas noteiktas attiecībā gan uz paraugos ekstrahēto tauku, gan svaigu nežāvētu audu masas vienību.

#### 4.4. Rezultāti

Sulas upē augšpus piesārņojuma avota 24 pārbaudes reizēs (4.1. tab.) svaiga ūdru darbība konstatēta 22 gadījumos. Lejtecē starp piesārņojuma avotu un ieteku Kujas upē, veicot 7 pārbaudes, svaiga ūdru darbība konstatēta 6 reizes.

4.1. tabula

#### Ūdru darbības pazīmju ilglaicīgi novērojumi

Sulas upē 20 km kopgarumā abās pusēs piesārņojuma avotam

| Novērošanas gads | Augšpus piesārņojuma avota (13 km posms) |    | Lejpus piesārņojuma avota (7 km posms) |    | Novērojumu kopskaits gados |
|------------------|--|----|--|----|----------------------------|
|                  | +  | -- | +                                      | -- |                            |
| 1986.            | 1  | -  | -                                      | -  | 1                          |
| 1987.            | 2  | -  | 2                                      | -  | 4                          |
| 1988.            | 3  | -  | -                                      | -  | 3                          |
| 1989.            | 1  | -  | -                                      | -  | 1                          |
| 1991.            | 5  | 2  | 2                                      | -  | 9                          |
| 1992.            | 1  | -  | -                                      | -  | 1                          |
| 1993.            | 2  | -  | -                                      | -  | 2                          |
| 1994.            | 4  | -  | 1                                      | -  | 5                          |
| 1995.            | 1  | -  | -                                      | 1  | 2                          |
| 1996.            | 2  | -  | -                                      | -  | 2                          |
| 1997.            | -  | -  | 1                                      | -  | 1                          |
| Pavisam          | 22                                       | 2  | 6                                      | 1  | 31                         |

**Paskaidrojums:** “+” nozīmē, ka veiktajās pārbaudēs apstiprinājies, ka ūdri uzturas minētajā upes posmā;

“--” nozīmē, ka pārbaudēs nav apstiprinājusies, ka ūdri uzturas minētajā upes posmā

Atšķirīgi svaigu pēdu izmēri vairākos gadījumos liecina, ka, izmantojot Sidoroviča pieredzi (Сидорович 1992), var uzskatīt, ka Sulas augštecē vienlaicīgi uzturējušies ne mazāk kā 2 ūdri.



## Ūdu darbības pēdu blīvuma izmaiņas pēc Vilkoksona kritērija

## Kārones upē 1km garos maršruta posmos sešu gadu gaitā

| Gads  | 1987. | 1988. | 1989. | 1990. | 1991. |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1986. | 42    | 39    | 44    | 33.5  | 62.5  |
| 1987. |       | 19.5  | 44.5  | 62.5  | 45.5  |
| 1988. |       |       | 14    | 28.5  | 64    |
| 1989. |       |       |       | 57    | 48    |
| 1990. |       |       |       |       | 50    |

**Paskaidrojums:** tabulā sakārtotas T vērtības (Liepa 1974); jo vērtība mazāka, jo lielākas atšķirības starp salīdzinātajiem gadiem; vērtības, kas būtiskas pie būtiskuma līmeņa 0.05, ir pasvītrotas.

Neraugoties uz piesārņojumu, ūdri arī Kārones upi apdzīvojuši visā materiāla ievākšanas periodā (1.6. att. 31. lpp.) un visā pārbaudītā maršruta garumā. Svaiga darbība konstatēta arī 1997. gadā. Pēdu daudzums un sadalījums nav palicis nemainīgs. Ievērojamākās izmaiņas konstatētas 1988. gadā (4.2. tab.). 1989. gada jūlijā ZA Bioloģijas institūta Hidrobioloģijas laboratorijas speciālisti, lejpus Jaunpagasta veicot piesārņojuma analīzes, joprojām atzinuši upi par stipri piesārņotu. Tomēr piesārņojuma izplatību ierobežojuši bebru aizsprosti (Parele, Greizis 1989 citēts pēc Ozoliņš, Rantiņš 1992a). Jāsecina, ka darbības pēdu uzskaitē liecina, ka ūdri nevairās no piesārņotā posma, kā arī piesārņojuma ietekme nemazina upes apmeklēšanu.

## PCB un DDT saturs pārbaudītajos ūdros Latvijā.

| Baseins | Dzi-<br>mums | Ve-<br>cums | Svars<br>(kg) | Kop-<br>garums<br>(m) | Kon-<br>dīci-<br>ja | Tauku<br>saturs % | PCB          | DDT          |
|---------|--------------|-------------|---------------|-----------------------|---------------------|-------------------|--------------|--------------|
| Venta   | m            | ad.         | 5.0           | ?                     | -                   | 2.09              | 0.95(0.0200) | 0.09(0.0019) |
| Venta   | t            | subad.      | 6.5           | 0.990                 | 1.13                | 1.85              | 1.50(0.0280) | 0.22(0.0041) |
| Venta   | m            | ad.         | 5.5           | 1.000                 | 1.09                | 1.51              | 0.42(0.0063) | 0.03(0.0004) |
| Venta   | m            | ?           | 4.0           | ?                     | -                   | 2.78              | 1.40(0.0390) | 0.10(0.0028) |
| Gauja   | t            | ad.         | 8.8           | 1.160                 | 1.05                | 1.45              | 0.63(0.0091) | 0.13(0.0019) |
| Gauja   | m            | ad.         | 6.3           | 1.045                 | 1.13                | 1.45              | 0.89(0.0130) | 0.14(0.0020) |
| Gauja   | t            | ad.         | 9.2           | 1.320                 | 0.81                | 12.90             | 2.70(0.3480) | 0.25(0.0320) |
| Gauja   | m            | ad.         | 5.6           | 1.080                 | 0.93                | 5.20              | 10.0(0.5200) | 0.80(0.0340) |
| Vid.± s |              |             |               |                       |                     |                   | 2.3±1.1      | 0.22±0.082   |

**Paskaidrojums:** koncentrācija dota ekstrahētajos taukos, iekavās norādot kopējo koncentrāciju svaigos audos (mg/kg); t – tēviņi, m – mātītes.

Vidējās PCB un DDT koncentrācijas taukos pārbaudītajiem Latvijas ūdriem attiecīgi bija 2.3 mg/kg un 0.22 mg/kg. Būtiska atšķirība starp Latvijas rietumu un austrumu rajonu paraugiem nav konstatēta (Manna - Vitneja tests; PCB:  $p=0.67$ , DDT:  $p=0.11$ ). Kaut arī ūdriem ar augstāko PCB un DDT koncentrāciju ķermeņa kondīcijas indekss ir zemāks par 1.0 (4.3. tab.), nav atrasta būtiska korelācija starp indīgo vielu daudzumu audos un ķermeņa kondīciju (PCB:  $r^2=0.26$ ,  $p=0.30$ ; DDT:  $r^2=0.23$ ,  $p=0.33$ ). Būtiski neatšķiras arī PCB un DDT koncentrācijas starp ūdru tēviņiem un matītēm (Stjudenta kritērijs; PCB:  $t=0.453$ ,  $p>0.1$ ; DDT:  $t=0.192$ ,  $p>0.1$ ).

PCB un DDT koncentrācijas zivīs un vardēs Latvijas rietumos un austrumos ir ļoti līdzīgas (4.4. tab.). Koncentrācijas atšķiras nebūtiski arī, salīdzinot Latviju ar Zviedriju (Manna - Vitneja tests; PCB:  $p=0.075$ , DDT:  $p=0.35$ ).

4.4. tabula

PCB un DDT saturs zivīs un abiniekos Latvijā un Zviedrijā

| Vieta                            | Paraugi   | Tauku saturs% | PCB           | DDT           |
|----------------------------------|-----------|---------------|---------------|---------------|
| Latvija<br>Ventas bas.           | Raudas #1 | 0.84          | 0.120(0.0010) | 0.120(0.0010) |
|                                  | Raudas #2 | 0.73          | 0.083(0.0006) | 0.100(0.0007) |
|                                  | Vardes#1  | 2.04          | 0.078(0.0016) | 0.050(0.0010) |
|                                  | Vardes #2 | 2.21          | 0.068(0.0015) | 0.240(0.0053) |
| Latvija<br>Gaujas bas.           | Raudas #1 | 0.72          | 0.200(0.0014) | 0.230(0.0017) |
|                                  | Raudas #2 | 0.72          | 0.170(0.0012) | 0.210(0.0015) |
|                                  | Vardes #1 | 2.21          | 0.094(0.0020) | 0.046(0.0010) |
|                                  | Vardes #2 | 2.45          | 0.091(0.0022) | 0.046(0.0011) |
| Latvija<br>Ventas+Gaujas<br>bas. | Raudas    | 0.75          | 0.140(0.0011) | 0.170(0.0012) |
|                                  | Vardes    | 2.23          | 0.083(0.0019) | 0.096(0.0021) |
| Zviedrija<br>Urena ez.           | Raudas #1 | 0.79          | 0.120(0.0010) | 0.130(0.0010) |
|                                  | Raudas #2 | 0.83          | 0.200(0.0017) | 0.190(0.0016) |
|                                  | Vardes    | 1.56          | 0.140(0.0022) | 0.046(0.0007) |
|                                  | Krupji    | 1.48          | 0.320(0.0047) | 0.200(0.0030) |

**Paskaidrojums:** koncentrācija dota ekstrahētajos taukos, iekavās norādot kopējo koncentrāciju svaigos audos (mg/kg)

Vidējais tauku saturs abiniekos (1.99%) ir lielāks nekā raudās (0.77%, Manna - Vitneja tests;  $p=0.0051$ ), tādēļ, apvienojot 6 abinieku un 6 zivju paraugus 2 paraugkopās, abinieki izrādās uz svaigas biomasas vienību vairāk piesātināti ar PCB (2.37  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) nekā raudas (1.15  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , Manna - Vitneja tests;  $p=0.013$ ). Attiecībā uz

DDT šāda atšķirība starp abiem barības objektiem nav konstatēta (abinieki: 2.02 µg/kg, raudas: 1.25 µg/kg; Manna - Vitneja tests; p=0.81).

#### 4.5. Diskusija

Latvijas ūdros PCB un DDT koncentrācija, salīdzinot ar pieejamajiem literatūras datiem no citiem Eiropas reģioniem, ir ievērojami zemāka (4.5. tab.). Tā ir pat zemāka nekā Ziemeļnorvēģijā, kur piekrastes ūdru populācija tiek uzskatīta par ļoti blīvu (Christensen 1995 citēts pēc Sjøåsen et al. 1997), kā arī PCB atbilst mūsdienu literatūrā norādītajam drošības līmenim - 10 mg/kg (kritiskais līmenis 30 mg/kg) ekstrahētajos muskuļu taukos (Mason 1997). Lielākā daļa no 4.5. tabulā apkopotajiem materiāliem attiecas uz 70-tajiem, 80-tajiem gadiem. Šajā laikā Eiropas rietumu un centrālajā daļā ūdri plašās teritorijās jau bija izzuduši vai kļuvuši par retu sugu (Foster-Turley et al. 1990). Arī Zviedrijā notika strauja ūdru izzušana, un to

4.5. tabula

PCB un DDT koncentrācija (mg/kg) no ūdru muskuļaudiem  
ekstrahētos taukos dažādos Eiropas reģionos hronoloģiskā secībā

| Vieta                | Gadi                    | n        | PCB        |               | DDT         |                         | Autori  |
|----------------------|-------------------------|----------|------------|---------------|-------------|-------------------------|---|
|                      |                         |          | vid.       | līm.          | vid.        | līm.                    |   |
| Norvēģija            | 70-tie                  | 23       | 17         | 1.6-30        | 1.7         | 0.18-5.9                | Sandegren et al.<br>1980                                      |
| Zviedrija (vidēji)   | 70-tie                  | 53       | 120        | 4.7-970       | 4.1         | 0-27                    |   |
| Zviedrijas ziemeļi   | 70-tie                  | 24       | 52         | 4.7-170       | -           | -                       | Olsson et al. 1981*   |
| Zviedrijas dienvidi  | 70-tie                  | 29       | 183        | 12-970        | -           | -                       |   |
| Lielbritānija        | ?                       | 14       | 53         | 0-300         | 18.5        | 0-85                    | Mason, Macdonald<br>1986                                      |
| Lielbritānijas salas | ?                       | 21       | 36.1       | 0-300         | 15.5        | 0-80                    | (Mason et al. 1986;<br>Mason 1988; Mason,<br>Reynolds 1987)** |
| Grieķija             | ?                       | 1        | -          | -             | 1.8         | -                       | Gaethlich, Mason<br>1986**                                    |
| Somija               | 1982.                   | 1        | 6.9        | -             | -           | -                       | Skarčn 1988   |
| Francija             | 1987.-<br>1988.         | 3        | 26         | 12-55         | -           | -                       | Lafontaine et al.<br>1990*                                    |
| Nīderlande           | ?                       | 5        | 82.2       | 3.9-231.2     | -           | -                       | Broekhuizen 1989***   |
| Dānija               | ?                       | 16       | 16         | 7.5-60        | 0.9         | 0.39-1.88               | Olsson, Sandegren<br>1991a                                    |
| Čehija               | 1990.-<br>1991.         | 8        | 131.5      | 19.3-260.5    | 4.3         | 0.24-8.28               | Hlaváč, Toman 1991  |
| Norvēģija            | 1978.-<br>1992.         | 110      | 7.41       | 0.58-29       | -           | -                       | Christensen,<br>Heggberget 1995*                              |
| Spānija              | ?                       | 21       | 100        | 4.4-1000      | -           | -                       | Ruiz-Olmo 1994*   |
| <b>Latvija</b>       | <b>1991.-<br/>1992.</b> | <b>8</b> | <b>2.3</b> | <b>0.4-10</b> | <b>0.22</b> | <b>0.028-<br/>0.760</b> | <b>Mūsu dati</b>  |
| Čehija               | 1990.-<br>1995.         | 20       | 93.6       | 19.4-260.5    | 8.58        | 0.2-61.36               | Hlaváč 1997   |

Citēti pēc: \* Sjøåsen et al. 1997; \*\* Mason 1989; \*\*\* Smit, de Jongh 1991

skaitis tur 90-to gadu sākumā novērtēts tikai ap 500-1000 īpatņu (Ahlen, Tjernberg 1992 citēts pēc Sjöåsen et al. 1997), kaut gan Zviedrijas teritorija ir apmēram 7 reizes lielāka par Latviju (Latvijā ap 4000 ūdru). Jāatzīmē, ka īpaši apdraudēta šī suga ir Zviedrijas dienviddaļā, kas Latvijai atrodas vistuvāk un kur salīdzinājumā ar Latviju šķietami piemēroti ūdru biotopi ir pietiekošā daudzumā (Ozoliņš, Sjöåsen 1996). Arī Latvijā pēc oficiālās statistikas no 1965. līdz 1980. gadam reģistrēta ūdru skaita samazināšanās (Ornicāns 1996a), kas gan varētu būt diskutējama oficiālās uzskaites subjektīvā rakstura dēļ (Ozoliņš, Pilāts 1995). Tomēr nav pamata domāt, ka pirms 10-20 gadiem ūdri Latvijā būtu cietuši no paaugstinātas PCB vai DDT koncentrācijas. Zinot, ka Zviedrijā PCB koncentrācija zivjēdajos putnos kopš 70.-to gadu sākuma samazinājusies 3-4 reizes (Bignert et al. 1995 citēts pēc Sjöåsen et al. 1997), jāšaubās, ka Latvijas ūdros PCB koncentrācija jebkad pēc vidējā rādītāja būtu bijusi 5 reizes lielāka nekā šobrīd un būtu pārsniegusi drošības līmeni - 10 mg/kg ķermeņa taukos.

Tā kā dažādi ūdru barības objekti atkarībā no to tauku satura var būt ar dažādu PCB koncentrāciju uz dzīvsvara vienību, salīdzinošos piesārņojuma ietekmes pētījumos ir svarīgi pārzināt barošanās īpatnības (Olsson, Sandegren 1991a). Latvijā ūdri barībā lieto mazāk zivju nekā Zviedrijā, kā arī daudzās citās aplūkotajās valstīs (2. pielikums). Turklāt literatūrā neizdevās atrast datus par PCB un DDT analizēm citos ūdru barības objektos. Raudas un pārējās karpu dzimtas zivis ir biežs ūdru barības objekts gan Latvijā, gan citu valstu eutroficētos ūdeņos, bet parastās vardenes ir dominējošā suga pārējo barības objektu vidū (3. nod.). Tādēļ bija svarīgi noskaidrot PCB un DDT koncentrāciju atšķirības šajās sugās. Tā kā tieši abinieki izrādījās ar augstāku PCB saturu dzīvsvara vienībā, tad salīdzinoši nelielais zivju un lielākais abinieku patēriņš Latvijā nevar būt par iemeslu attiecīgi mazākai PCB uzņemšanai ar barību, un līdz ar to fona piesārņojuma līmenis Latvijā patiesi ir zems. Tas, ka arī Zviedrijā Urena ezerā PCB koncentrācija ir līdzīgi zema, iespējams, ir izskaidrojams ar šī konkrētā ezera augsto eutrofikācijas pakāpi. Oligotrofos un mezotrofos ūdeņos Zviedrijā PCB saturs agrāk pētītajās raudās bijis lielāks nekā eitrofajos (Sjöåsen et al. 1997), un eutrofikācija tiek uzskatīta par ievērojamu piesārņojuma koncentrācijas samazinātāju uz biomasas pieauguma rēķina (Olsson, Sandegren 1991a). Tādejādi, strauji progresējušais saldūdeņu eutrofikācijas process Latvijā (Андрюшайтис 1987) uzskatāms par faktoru, kas mazina kaitīgu vielu uzkrāšanos zivīs.

Zināms, ka hloriganiskā piesārņojuma izplatībā liela nozīme ir valdošajiem vējiem, kas pārnes no lieliem industriāliem objektiem un pilsētām atmosfērā nonākušos savienojumus uz citām teritorijām (Macdonald, Mason 1994). Pētījumi virs Baltijas jūras parādījuši, ka šajā reģionā vispiesārņotākie ir dienvidrietumu vēji (Roots 1996). Šinī aspektā Dienvidzvidrija bijusi daudz vairāk apdraudēta par Latviju, jo atradusies tuvāk lielākajiem Eiropas piesārņojuma avotiem (Macdonald, Mason 1994). Latvijā nav bijis arī lielu vietēju ķīmisko uzņēmumu, kas ražotu vai sadedzinātu hloriganiku saturošus savienojumus. Lai gan Igaunijā, kur ūdru blīvums pēc turienes pētnieku datiem (Laanetu 1998) gan ir mazāks nekā Latvijā, PCB saturs gaisā un nokrišņos valsts kontinentālajā daļā ir vēl zemāks nekā Latvijā Salaspils apkārtnē (Larsson, Okla 1991 citēts pēc Roots 1996).

Atzīts, ka balstoties uz salīdzinošām PCB analīzēm ūdru ekskrementos no dažādām populācijām Eiropā, pieļaujamā PCB diennakts deva ar barību ūdriem nedrīkst sasniegt 26  $\mu\text{g}$  (Macdonald, Mason 1994). Visaugstākā PCB koncentrācija Latvijā tika konstatēta vardēs - 2.2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  dzīvsvara. Pat apēdot maksimāli iespējamo diennakts devu šādas barības (~1.5 kg), ūdrs saņemtu tikai 3.3  $\mu\text{g}$  PCB, kas ir apmēram 8 reizes mazāk nekā minētā robeža. Tātad arī šajā skatījumā ūdru barošanās apstākļi Latvijā jāvērtē kā droši. Niecīgās PCB uzņemšanas iespējas ir arī ticamākais iemesls, kādēļ Latvijas ūdros nav konstatētas Rietumeiropā raksturīgās atšķirības ķermenī uzkrāto vielu daudzumā starp dzimumiem.

Kopumā jāatzīst, ka arī toksiskā piesārņojuma negatīvā ietekme ūdru apdraudētībā Eiropā līdz šim nav bijusi viennozīmīga, jo arī stipri piesārņotā vidē dzīvo dažas spēcīgas populācijas (Kruuk 1997; Sjøåsen et al. 1997). Latvijas piemērs var kalpot par apstiprinājumu tīras vides nozīmei spēcīgas ūdru populācijas pastāvēšanā, tomēr šī fakta esamību grūti izcelt uz pārējo apstākļu fona, kuru salīdzināšana būtu jāveic tik pat precīzi, kā piesārņojuma mērījumi (Ozoliņš, Sjøåsen 1996). Savukārt piesārņojuma mērījumi nejauši nogalinātos ūdros būtu derīgs papildinājums vides monitoringam. Līdz šim regulārs ūdru populācijas stāvokļa un biotopu monitorings Latvijā nav uzsākts (Ozoliņš 1997).

#### 4.6. Secinājumi

- PCB un DDT koncentrācija Latvijas ūdos un to barībā ir ievērojami mazāka nekā vairumā citu Eiropas valstu.
- Organiskais, naftas produktu un toksiskāko hlororganisko savienojumu (PCB un DDT) piesārņojums Latvijā manāmi neietekmē ūdru izdzīvotību un izplatību.
- Tā kā pētījumi Latvijā apstiprina zemas PCB un DDT koncentrācijas saistību ar augstiem ūdru populācijas skaita un izplatības rādītājiem, tad globālā mērogā šos datus var izmantot kā vienu no vairākiem apstiprinājumiem šo ķīmisko savienojumu kaitīgajai ietekmei uz ūdriem un citiem savvaļas zīdītājiem.

## 5. Ūdru populācijas helmintofauna

### 5.1. Ievads

Ūdri ieņem augstāko stāvokli saldūdens ekosistēmu trofiskajā tīklā, tādēļ tie nokļūst saskarē ar daudzām parazitāru sugām un var būt par to attīstības definitīviem saimniekiem. Veicot ekskrementu un bojā gājušu ūdru ķermeņu pārbaudi, ne vienmēr bija iespējams uzzināt, kuri atrastie parazīti inficējuši pašus ūdru un kuri bijuši tikai kā "tranzītparazīti" jeb caurgājēji (Chanin 1985). Līdz šim nav novērots, ka helminti varētu būtiski ietekmēt ūdru izdzīvošanu kā indivīdu, tā arī populāciju līmenī. Maz informācijas atrodams par sakarībām starp aplipšanas ekstensitāti un intensitāti no vienas puses un ūdru populācijas raksturojumu no otras puses. Tomēr pētījumi Vācijā liecina, ka rajonos ar augstāku populācijas blīvumu ūdri ir biežāk aplipuši ar parazītiem (Schierhorn et al. 1991). Salīdzinoši augsta invadēšanās ekstensitāte - 75% - konstatēta Baltkrievijā, un to daļēji pamato ar ūdru populācijas lielo blīvumu (Анисимова et al. 1996). Ņemot vērā Latvijas kopīgo robežu ar Baltkrieviju un to, ka ūdri, šķiet, abas valstis apdzīvo vienlīdz blīvi (Ozoliņš, Rantiņš 1992a; Sidorovich, Lauzhel 1992), helmintoloģiskā stāvokļa izpētei un datu salīdzināšanai ir sevišķa nozīme. Tādēļ mūsu darba uzdevums bija iegūt informāciju par ūdru parazitāro stāvokli Latvijā, par kuru līdz šim literatūrā sastopami ļoti trūcīgi dati (Greve 1909).

### 5.2. Materiāls un metodes

Pavisam pārbaudījām 13 bebru lamatās iekļuvušus ūdru laika posmā no 1994. līdz 1997. gadam (5.1. tab.). Tie ievākti četrās vietās Latvijas centrālajā un ziemeļaustrumu daļā: viens īpatnis noķerts Salacā netālu no Salacgrīvas, divi ūdri – Džūkstes pietekās Lielupes baseinā, viens – Sudas purvā ūdensšķirtes tuvumā starp Gaujas un Daugavas baseiniem un deviņi – Gaujā un tās pietekās. Turklāt parazitāru esamība pārbaudīta arī 914 ekskrementos no visas Latvijas teritorijas, veicot ūdru barošanās izpēti analīzi (3. nod.). Lielāko daļu materiāla ievācām vietās, kas neatrodas tālāk par 300km no Baltkrievijas robežas, tomēr materiāls praktiski neattiecas uz Daugavas baseinu, kas ir kopīgs abām valstīm.

Svaigi mirušajiem ūdriem ticis noteikts dzimums, svars un ķermeņa izmēri. Pēc nodīrāšanas ķermeņus sasaldētā veidā uzglabājām līdz pārbaudei laboratorijā. Parazitoloģiskā pārbaude veikta Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultātē Zooloģijas un ģenētikas katedras Parazitoloģijas laboratorijā. Ūdru ķermeņu sekcija izdarīta pēc tradicionālā zīdītāju ķermeņa pārbaudes apraksta (Wobeser, Spraker 1980). Izmantojot pilnīgo helmintoloģiskās pārbaudes metodi, apskatīti kuņģis, zarnu trakts, plaušas, traheja, aknas, žultspūslis, liesa, nieres un urīnpūslis. Pirms zarnu sienīņu atvēršanas izmērīts kopējais zarnu trakta garums.

Atrastie helminti atkarībā no to sistemātiskās piederības krāsoti alaunkarmīnā, fiksēti, un pēc tam pagatavoti pastāvīgie mikroskopiskie preparāti, ieslēdzot objektus glicerīnželatīnā (Иванов et al. 1958). No iegūtajiem ūdriem pagatavota arī galvaskausu *cranium* un dzimumlocekļu kauliņu *os penis* kolekcija. Reproductīvo orgānu un galvaskausu pazīmes izmantotas aptuvena vecuma noteikšanai (Wagenknecht 1984; Zinke 1997). Visiem ūdriem, kuriem izmērīts gan ķermeņa garums, gan masa, aprēķināts ķermeņa kondīcijas indekss (Le Cren 1951; Kruuk et al. 1987 citēti pēc Kruuk 1995).

Ekskrementus līdz apstrādei uzglabājām 70% etilspirtā. Tālākā apstrādes gaitā tos pakāpeniski skalojām ūdenī, lai atlasītu pamanāmos helmintus. Tā kā pētījumi veikti, izmantojot lupu ar 7X palielinājumu, helmintu oļiņas saskatāmas nebija.

### 5.3. Rezultāti

Pavisam atrastas 8 parazitisko tārpu sugas: lenteņi un trematodes pa vienai sugai, nematodes - 5 un kāšgalvji – viena suga. No minētajām helmintu sugām piecas atrastas zarnu traktā: trematode - *Euparyphium inerme* un nematodes - *Capillaria putorii*, *Rictularia affinis*, *Strongyloides martis* un *Globocephalus sp.* Ekskrementos konstatējām vienu nematožu sugu - *Physaloptera sibirica*, kas uzskatāma par ūdru parazitū, kā arī lenteņi un kāšgalvjus. Pēdējo divu minēto helmintu sugas piederība nebija nosakāma, jo atrastie eksemplāri bija pārāk bojāti, bet kāšgalvji, spriežot pēc ārējām pazīmēm, visdrīzāk piederēja *Pseudoacanthocephalus* ģintij. Pārējos ūdru orgānos parazīti atrasti netika.



## Ziņas par helmintoloģiski pārbaudītajiem ūdriem

| <i>Datums</i> | <i>Baseins</i>    | <i>Dzimums*</i> | <i>Vecums<br/>(gadi)</i> | <i>Kondīcija<br/>K**</i> | <i>Zarnu<br/>kopga-<br/>rums (m)</i> | <i>Helmin-<br/>tu skaits</i> |
|---------------|-------------------|-----------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------------------|------------------------------|
| 94.10.20.     | Gauja             | t               | 3+                       | 1.01                     | 4.10                                 | -                            |
| 94.10.20.     | Gauja             | m               | 3+                       | 0.83                     | 3.92                                 | -                            |
| 95.10.23.     | Gauja             | t               | 1-3                      | 0.95                     | 3.80                                 | -                            |
| 95.10.16.     | Gauja             | m               | 1-3                      | 1.24                     | 3.43                                 | -                            |
| 95.11.30.     | Salaca            | t               | 3+                       | -                        | 4.30                                 | -                            |
| 96.10.18.     | Gauja             | m               | 3+***                    | 1.10                     | 3.50                                 | -                            |
| 96.10.27.     | Gauja             | m               | 3+***                    | 1.09                     | 3.33                                 | 33                           |
| 96.10.26.     | Gauja             | m               | 1-2                      | 0.94                     | 3.80                                 | 3                            |
| 96.11.10.     | Gauja             | m               | ~1                       | 0.99                     | 3.33                                 | 5                            |
| 97.03.21.     | Lielupe           | t               | 1-2                      | 0.86                     | 3.92                                 | -                            |
| 97.03.21.     | Lielupe           | t               | 1-2                      | 1.16                     | 4.07                                 | -                            |
| 97.10.02.     | Gauja             | m               | 3+***                    | 1.14                     | 3.10                                 | 1                            |
| 97.11.30.     | Gauja/<br>Daugava | t               | 3+                       | -                        | 3.80                                 | -                            |

\* t – tēviņi, m – mātītes; \*\* normāli - 1.00 (skat. Kruuk 1995); \*\*\* laktējoša mātīte

No 13 pārbaudītajiem ūdriem invadēti izrādījās četri - ekstensitāte 31%. Turklāt trematode *E. inermis* tika atrasta visos invadētajos dzīvniekos. Lielākā aplipšanas intensitāte ar šo sugu bija 25 eksemplāri. Aplipušais ūdrs bija 1996. gada 27. oktobrī noķerta mātīte, kura šai laikā, spriežot pēc piena dziedzeru stāvokļa un placētāro plankumu skaita dzemdē, zīdījusi divus mazulus. Bez tam šajā īpatnī atradām arī 8 nematodes, kuras piederēja divām sugām: *S. martis* un *C. putorii*. Trematodes bija lokalizējušās tievajā zarnā, bet nematodes konstatējām gan tievajā, gan resnajā zarnā. Pārējos šīs ūdru mātītes orgānos parazitūs neatradām, un arī dzīvnieku ķermeņa kondīcija bija normāla (5.1. tab.).

Otrajā intensīvāk aplipušajā ūdrā, kurš bija noķerts 96.11.10., tika atrastas 5 trematodes - *E. inermis*; trešajā, kurš iegūts 96.10.26. – divas tās pašas sugas trematodes un arī viena nematode *R. affinis*. Ceturtais invadētais ūdrs, noķerts 97.10.02., pēc dzimuma mātīte, bija iekritusi lamatās tūlīt pēc triju mazuļu zīdīšanas perioda beigām.

Tās tievajā zarnā atradām vienu iepriekš minētās sugas trematodi. Pēc zemādas tauku daudzuma astes pamatnes rajonā (Toman 1997) un ķermeņa kondīcijas indeksa (5.1. tab.) šī ūdra barojums bija teicams.

5.2. tabula

Helminti 13 pārbaudītajos ūdros un 914 ūdru ekskrementos

| Sugas   | Lokalizācija      | Invadētie ūdri | Invadētības intensitāte | Ekskrementos atrastie helminti |
|---|-------------------|----------------|-------------------------|--------------------------------|
| <u>Cestoda</u>  |                   |                |                         |                                |
| <i>Cestoda sp.</i>  |                   |                |                         | 2                              |
| <u>Trematoda</u>  |                   |                |                         |                                |
| <i>Euparyphium inermis</i>  | tievā zarna       | 4              | 1-25                    | -                              |
| <u>Nematoda</u>   |                   |                |                         |                                |
| <i>Capillaria putorii</i>   | viss zarnu trakts | 1              | 1                       | 6                              |
| <i>Rictularia affinis</i>   | tievā zarna       | 1              | 1                       | 4                              |
| <i>Strongyloides martis</i>   | viss zarnu trakts | 1              | 6                       | 2                              |
| <i>Globocephalus sp.</i>  | viss zarnu trakts | 1              | 1                       | 1                              |
| <i>Physaloptera sibirica</i>  |                   |                |                         | 1                              |
| <u>Acanthocephala</u>   |                   |                |                         |                                |
| <i>Pseudoacanthocephalus sp.</i><br>( <i>P. caucasicus</i> vai<br><i>P. bufonis</i> ) |                   |                |                         | 3                              |

Vidējais ķermeņa kondīcijas indekss invadētajiem ūdriem bija 1.04, bet neinvadētajiem – 1.02.

#### 5.4. Diskusija

Latvijā ūdru aplipšanas ekstensitāte ar parazitārajiem tārpiem ir visai zema un sastāda tikai 31%. Pēc šī rādītāja tā vairāk līdzinās Vācijas ūdru populācijas aplipšanai ar helmintiem - 24% (Schierhorn et al. 1991), bet ievērojami atšķiras no daudz tuvākās Baltkrievijas populācijas (Анисимова et al. 1996), kur ūdru aplipšanas ekstensitāte ar parazītiem ir vairāk kā divas reizes lielāka un sastāda 75%. Salīdzinot pēc Stjudenta kritērija (Liepa 1974): Latvija/Baltkrievija  $t=3.211$ ,  $\gamma=12$ ,  $p<0.01$ ; Latvija/Vācija  $t=0.499$ , n. b. Salīdzinot mūsu rezultātus ar citu autoru sastādītajiem ūdru helmintu sarakstiem (4.

pielikums), Latvijas ūdru līdz šim izpētītā helmintofauna nav īpaši bagāta. Izdevies atrast 36% no 14 zināmajām nematožu un 6% no 18 zināmajām trematožu sugām. Dažas sugas prasa turpmāku precizēšanu. Piemēram, nematode *Globocephalus sp.*, pagaidām noteikta kā *G. lutrae*, kas Latvijā konstatēta divas reizes (5.2. tab.), līdz šim bijusi atrasta vienīgi Ķīnā (Попова 1955). Ūdru ekskrementos atrasto kāšgalvju sistemātiskā piederība ir neskaidra, jo tie bija sliktā morfoloģiskā stāvoklī. Tomēr, spriežot pēc ārējām pazīmēm, tie varētu būt tranzītparazīti, kas ūdru ekskrementos nonākuši kopā ar apēsto abinieku nesagremotajām atliekām. Gan vardes, gan krupji veido ievērojamu daļu ūdru raciona (skat. 3. nod.). Lielais apēsto abinieku skaits ir veicinājis ūdru aplipšanu ar trematodi *E. inerme*, jo tieši šī helminta attīstības cikls norit ar varžu starpniecību. Parazīta kāpurs – cercārijs - ieurbjas varžu kurkuļos un pēc tam turpina dzīvot arī pieaugušās vardēs (Контримавичус 1969).

Arī ūdru aplipšanas intensitāte ar parazītiem Latvijā, salīdzinot ar Baltkrieviju un Vāciju, ir zemāka (Schierhorn et al. 1991; Анисимова et al. 1996). Tomēr vienā dzīvniekā helmintu sugu skaits var sasniegt arī lielāku daudzumu, par ko liecina vienā ekskrementā atrastās trīs sugas: *C. putorii*, *S. martis* un *Globocephalus sp.* Visi gan zarnās, gan ekskrementos atrastie helminti ir gremojamās sistēmas parazīti, un, spriežot pēc aplipšanas intensitātes un sekciju rezultātiem, tie nespēja radīt patoloģiskus procesus organismā un izsaukt dzīvnieku saslimšanu. Līdz šim neesam atraduši arī nevienu slimu vai nobeigušos ūdru, kam cēlonis varētu būt parazitārie helminti.

Latvijas ūdru populācijā parazītus pagaidām esam konstatējuši tikai mātītēm. Iespējams, ka tas saistīts ar nelielo līdz šim pārbaudīto dzīvnieku skaitu, jo literatūras dati liecina gluži pretējo. Tā Vācijā 50 dzīvnieku pārbaudēs konstatēts (Schierhorn et al. 1991), ka tieši ūdru tēviņi ir biežāk invadēti nekā mātītes.

## 5.5. Secinājumi

- Latvijā ūdru populācija ir vāji invadēta ar parazitāriem helmintiem. Pavisam konstatētas 8 sugas, no kurām 6 ir tieši ūdru parazīti.
- Parazitārie tārpi līdz šim atrasti tikai ūdru gremošanas sistēmā, bet sakarā ar zemo aplipšanas intensitāti dzīvnieku saslimšana netika novērota.

- Ūdru invadēšanās ar parazītiem ir saistīta ar to barošanos. Aplipšanu ar trematodēm *Euparyphium inerme* veicina pastiprināta abinieku – varžu – lietošana barībā, jo šīs trematodes savā attīstības ciklā ir saistītas ar vardēm kā parazīta starpsaimniekiem.
- Ūdru invadēšanās ekstensitāte ar parazītiem Latvijā ir zema un pēc ekstensitātes rādītājiem vairāk līdzinās Vācijas ūdru populācijas aplipšanai ar helmintiem nekā kaimiņos esošajai Baltkrievijas ūdru populācijai, kura savukārt pēc ūdru eksistences apstākļiem un populācijas blīvuma ir Latvijai līdzīgāka.

## Literatūras saraksts

- Andersone Ž. 1998. Vilka (*Canis lupus*) Latvijas populācijas morfoloģija, ekoloģija, demogrāfiskā struktūra un skaita dinamika. Maģistra darbs, Rīga: LU. 79 lpp.
- Andrušaitis G. (red.) 1985. Latvijas PSR Sarkanā grāmata: retās un iznīkstošās dzīvnieku un augu sugas. Rīga: Zinātne. 526 lpp.
- Anonymous 1996a. General conclusions of the seminar on the conservation of the European otter (*Lutra lutra*). - Environmental encounters, 24. Strasbourg Cedex: Council of Europe Publ.: 19-24.
- Anonymous 1996b. Report on execution of K+F agreement *The National Survey of the Protected and Endangered Otter* numbered 1153/K. Budapest, 20.
- Ansorge H. 1992. Craniometric variation and nonmetric skull divergence between populations of the Pine marten, *Martes martes*. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 66, 7: 9-24.
- Ansorge H. 1994. Intrapopular skull variability in the red fox, *Vulpes vulpes* (Mammalia: Carnivora: Canidae). - Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden 48, 6: 103-123.
- Ansorge H., Striese M. 1993. Kurze Originalmitteilungen zum Bestand des Fischotters in der östlichen Oberlausitz. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 67, 5: 13-19.
- Ansorge H., Stubbe M. 1995. Nonmetric skull divergence in the otter - assessing genetic insulation of populations. - IUCN Otter Spec. Group Bull. 11: 17-30.
- Ansorge H., Schipke R., Zinke O. 1997. Population structure of the otter, *Lutra lutra*. Parameters and model for a Central European region. - Z. Säugetierkunde 62: 143-151.
- Avotiņa R., Goba Z. 1986. Latvijas PSR ūdensteču nosaukumi. A-Ž. Rīga: P. Stučkas LVU. 4 burtnīcas.
- Balčiauskas L., Ulevičius A. 1995. Semi-aquatic mammal environment correlates in South Lithuanian river valleys. - Ekologija 2 (Vilnius): 37-44.
- Baumanis J., Klimpiņš V. 1997. Putni Latvijā. Rīga: Zvaigzne ABC. 299 lpp.
- Begon M., Harper J.L., Townsend C.R. 1996. Ecology: individuals, populations, communities. Milan: Blackwell Science, Third edition. 1068 pp.
- Beier L., Tölgyesi G. 1993. Der Fischotter - ein Unbekannter. Elektronische Beobachtungen. - Jahrestagung der Fischottergruppe Österreich (Hrsg. A. C. Gutleb). Bad Radkersburg: 19-21.

Binner U., Reuther C. 1996. Verbreitung und aktuelle Situation des Fischotters in Niedersachsen. – Inform. d. Naturschutz Niedersachs (Hannover) 16. Jg. Nr. 1: 3-29.

Birzaks J., Ozoliņš J., Ornicāns A. 1998. Otter (*Lutra lutra*) diet related to abundance of fish in some Latvia's rivers. – Proc. of the Latvian Academy of Sciences, B, 52, No. 1/2 (594/595): 70-76.

Blanke D. 1996. Aspekte zur Fortführung des Niedersächsischen Fischotterprogramms. - Inform. d. Naturschutz Niedersachs (Hannover) 16. Jg. Nr. 1: 30-52.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G., Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. - Hydrobiologia 173: 9-43.

Brandt K. 1908. Fährten- und Spurenkunde und Beschreibung sonstiger Gewohnheiten (Zeichen) des Wildes, die dem Jäger den Standort, Wechsel oder Paß verraten. Berlin: Paul Parey: 121-126.

Brzezinski M., Jedrzejewski W., Jedrzejewska B. 1993. Diet of otters (*Lutra lutra*) inhabiting rivers in the Bialowieza National Park, eastern Poland. - J. Zool. 230: 495-501.

Brzezinski M., Romanowski J., Cygan J.P., Pabin B. 1996. Otter *Lutra lutra* distribution in Poland. – Acta Theriologica 41 (2): 113-126.

Budayova J. 1995. Results of the otter (*Lutra lutra* L., 1758) survey during the 8<sup>th</sup> meeting (camp) in the Michalovce district. – Bull. Vydra 5: 24-28. (in Czech)

Cēdere D., Logins I. 1996. Organiskā ķīmija ar ievirzi bioķīmijā. Rīga: Zvaigzne ABC. 385 lpp.

Chanin P. 1985. The natural history of otters. London, Sydney: Croom Helm. 179 pp.

Chanin P.R.F., Jefferies D.J. 1978. The decline of the otter *Lutra lutra* L. in Britain: an analysis of hunting records and discussion of causes. – Biol. J. Linn. Soc. 10: 305-328.

Cimdiņš P., Liepa R. 1983. Mazās upes. Rīga: Zinātne. 64 lpp.

Conroy J.W.H., French D.D. 1987. The use of spraints to monitor populations of otters (*Lutra lutra* L.). – Symp. Zool. Soc. Lond. 58: 247-262.

Conroy J.W.H., French D.D. 1991. Seasonal patterns in the sprainting behaviour of otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. - Proceedings of the V. International Otter Colloquium (eds. Reuther C., Röchert R.), Habitat 6. Hankensbüttel: GN, 159-166.

Conroy J. W. H., Watt J., Webb J. B., Jones A. 1993. A Guide to the Identification of Prey Remains in Otter Spraint. - Occ. Publication of the Mammal Society No. 16, London. 52 pp.

Day M.G. 1966. Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels. - J. Zool. 148: 201-217.

Dziļuma S. 1989. Ūdra (*Lutra lutra* L.) barošānās Salacas upē. Diplomdarbs, Rīga: LU. 97 lpp.

Ebersbach H., Stubbe M. 1994. Entwicklung der Körpermassen und Reproduktion einiger marderartiger Säugetiere. - Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 19: 197-212.

Eiņurs I. 1984. Mūsu saldūdeņu zivis. Rīga: Zinātne. 98 lpp.

Erlinge S. 1967. Food habits of the fish otter, *Lutra lutra* L., in South Swedish habitats. - Viltrevy 4 No. 6: 372-443.

Erlinge S. 1968. Territoriality of the otter *Lutra lutra* L. - Oikos 19, 1: 81-98.

Erlinge S. 1969. Food habits of the otter *Lutra lutra* L. and the mink *Mustela vison* Schreber in a trout water in southern Sweden. - Oikos 20, 1: 1-7.

Foster-Turley P., Macdonald S., Mason C. (eds.) 1990. Otters. An Action Plan for their Conservation. Broadview, Illinois: Kelvyn Press, Inc. 126 pp.

Friley C.E.F. 1949. Age determination by use of the baculum in the river otter, *Lutra c. canadenses* Schreber. - J. Mammal. 30: 102-110.

Geidezis L. 1996. Food availability versus food utilization by otters (*Lutra lutra*) in the Oberlausitz pondland in Saxony, eastern Germany. - IUCN Otter Spec. Group Bull. 13 (2): 58-70.

Geidezis L. 1998. What do otters (*Lutra lutra*) feed in a carp pond area in Saxony, Eastern Germany? - Vienna: BOKU-Rep. Wildl. Res. & Game Manage. (14), 65-72.

Görner M., Hackethal H. 1988. Säugetiere Europas. Leipzig, Radebeul: Neumann Verlag. 371 S.

Grandziok P., Lojkásek B. 1994. Results of a short survey on the distribution of otters in protected landscape area Beskydy. - Bull. Vydra 4: 24-25.

Greve K. 1909. Säugetiere Kur-, Liv-, Estlands. Riga: W. Mellin u. Co. 183 pp.

Gullan P.J., Cranston P.S. 1994. The insects: an outline of entomology. London: Chapman & Hall, 491 pp.

Harris C.J. 1968. Otters: a study of the recent Lutrinae. London: Weidenfeld and Nicholson. 397 pp.

Heggberget T.M. 1991. Sex and age distribution in Eurasian otters (*Lutra lutra*) killed by human activity. - Proceedings of the V. International Otter Colloquium (eds. Reuther C., Röchert R.), Habitat 6. Hankensbüttel: GN, 123-125.

Heggberget T. M., Myrberget S. 1980. Der norwegische Fischotterbestand 1970-1977. - Der Fischotter in Europa - Verbreitung, Bedrohung, Erhaltung (eds. C. Reuther, A. Festetics). Oderhaus, Göttingen: Selbstverlag, 93-101.

Heidemann G., Riecken U. 1988. Zur Situation des Bestandes und der Lebensräume des Fischotters (*Lutra lutra* L.) in Schleswig Holstein. - Natur und Landschaft, 63. Jg., 7/8: 318-322.

Hertweck K., Klenke R., Henle K. 1998. Estimating the density of otter populations *Lutra lutra* by using individual analys. - Abstracts of the VII<sup>th</sup> International Otter Colloquium, Trebon.

Hlaváč V. 1997. Influence of PCB and other organochlorine pesticides on otter population in Biosphere Reserve Trebonsko. - Proceedings 14<sup>th</sup> Mustelid Colloquium (eds. A. Toman, V. Hlavač), Praha: 88-97.

Hlaváč V., Toman A. 1991. Finding of dead otters (*Lutra lutra*) and preliminary results of analyses of dead animals. - Bull. Vydra 2: 7-13. (in Czech)

Hofmann T., Butzek S. 1992. Beitrag zur Ernährung des Fischotters *Lutra lutra* (L., 1758) im Spreewald. - Semiaquatische Säugetiere, Wiss. Beitr. Univ. Halle (eds. ). Halle (Saale), 436-450.

Hofmann T., Stubbe M., Heidecke D. 1992. Mageninhaltsanalysen an Fischottern *Lutra lutra* (L., 1758) aus Ostdeutschland. - Semiaquatische Säugetiere, Wiss. Beitr. Univ. Halle (eds. ). Halle (Saale), 427-435.

Hussain S.A., Choudhury B.C. 1998. Feeding ecology of smooth-coated otter *Lutra perspicillata* in the National Chambal Sanctuary, India. - Proc. Zool. Soc. London 91: 229-250.

Ionescu O., Ionescu G. 1996. The otter from the Danube Delta to the Carpathian Mountains in Romania. - Seminar on the Conservation of the European Otter (*Lutra lutra*), Environmental encounters, 24. Strasbourg Cedex: Council of Europe Publ.: 74-76.

Jahrl J. 1995. Dem Fischotter auf der Spur. - Natur und Land 81. Jg. Heft 1: 8-12.

Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. 1998. Predation in Vertebrate Communities. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: Springer-Verlag. 450 pp.



- Jefferies D.J. 1986. The value of otter *Lutra lutra* surveying using spraints: an analysis of its successes and problems in Britain. – The J. of the Otter Trust, Vol. 1, No. 9: 25-32.
- Jensen S. 1972. The PCB story. – *Ambio* 1: 123-131.
- Jenkins D., Burrows G.O. 1980. Ecology of otters in Northern Scotland. III. The use of faeces as indicators of otter (*Lutra lutra*) density and distribution. – *Journal of Animal Ecology* 49: 755-774.
- Jurajda P., Roche K. 1998. Effects of pond management on otter food sources in waters adjacent to ponds. - Vienna: BOKU-Rep. Wildl. Res. & Game Manage. (14), 89-94.
- Jurisch C. 1997. Quantifizierung von aufgenommenen Beutefischen aus den Faeces (Spraints) des eurasischen Fischotters *Lutra lutra*, Linne 1758 (Mustelidae). - Proceedings 14th Mustelid Colloquium (eds. Toman A., Hlavač V.). Praha, 39-41.
- Jurisch C., Geidezis L. 1997. Minimum passage rate of fishes through the digestive tract of otters *Lutra lutra* Linné, 1758 (Mustelidae). – *Mammalia* 61, 1: 123-126.
- Kalniņš A. 1943. *Medniecība*. Rīga: Latvju Grāmata. 704 lpp.
- Kemenes I. 1989. A comparative study of the food composition of otters (*Lutra lutra* L.) at lakes and fish-ponds in Hungary. - *Populationsökologie marderartiger Säugetiere*, 1, Wissenschaftl. Beitr. 37 (P 39) (ed. Stubbe M.) Halle (Saale): Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, 59-70.
- Kirkpatrick L. 1980. Physiological indices in wildlife management. – *Wildlife management techniques manual* (ed. Schemnitz S. D.). Washington: The Wildlife Society, 99-112.
- Knollseisen M. 1996a. Fischbestimmungsatlas als Grundlage für nahrungsökologische Untersuchungen. BOKU-Rep. Wildl. Res.&Game Manage. 12, Vienna. 94 pp.
- Knollseisen M. 1996b. Some aspects of the feeding ecology of otters (*Lutra lutra*) in Turkey. - *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 13 (1): 20-26.
- Knollseisen M., Kranz A. 1998. Influence of different spraint sampling methods on the results of otter diet studies. - Vienna: BOKU-Rep. Wildl. Res. & Game Manage. (14), 37-45.
- Knudsen G.J. 1956. Preliminary otter investigations. Wisconsin Conservation Department W-079-R-01. 17pp.
- Korschgen, L. J. (1980) Procedures for food-habits analyses. - *Wildlife Management Techniques Manual*.(ed. Schemnitz, S. D.) Washington: The Wildlife Society, 113-126.

- Koščo J., Košuth P. 1995. Food of the otter (*Lutra lutra*) in the Okna River. - Bull. Vydra 5: 32-35. (in Slovakian)
- Körbel O. 1994. Hindering otter (*Lutra lutra*) road kills, Part 1. - IUCN Otter Spec. Group Bull. 10:14-20.
- Kranz A. 1995. On the ecology of otters (*Lutra lutra*) in Central Europe. Vienna: University of Agriculture, Doctoral dissertation.
- Kranz A. 1996. Variability and seasonality in sprainting behaviour of otters *Lutra lutra* on a highland river in Central Europe. – *Lutra* 39: 33-44.
- Kruuk H. 1995. Wild Otters: Predation and Populations. Oxford, New York, Tokyo: Oxford University Press. 290 pp.
- Kruuk H. 1997. The significance of PCBs in otters: a reply. - IUCN Otter Spec. Group Bull. 14 (2): 54-56.
- Kruuk H., Conroy J.W.H. 1987. Surveying otter *Lutra lutra* populations: a discussion of problems with spraints. – *Biological Conservation* 41: 179-183.
- Kyne M. J., Smal C. M., Fairley J. S. 1989. The food of otters *Lutra lutra* in the Irish midlands and a comparison with that of mink *Mustela vison* in the same region. - *Proceedings of the Royal Irish Academy, Section B*, Vol. 89, B, No. 3, 33-46.
- Laanetu N. 1973. The Otter in Estonia. – *Eesti Loodus*, February: 73-77. (in Estonian)
- Laanetu N. 1986. Musk-rat as prey for Carnivores. - *Eesti Ulukid* IV: 15-35. (in Estonian)
- Laanetu N. 1989. Zur Ökologie des Fischotters *Lutra lutra* (L., 1758) in Estland. - *Populationsökologie marderartiger Säugetiere*, 1, *Wissenschaftl. Beitr.* 37 (P 39), (ed. Stubbe M.). Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Halle (Saale), 59-70.
- Laanetu N. 1998. Dynamics of distribution, numbers and status of the otter (*Lutra lutra* L.) population in Estonia. - *Festi ulukid* VI: 52-72. (in Estonian)
- Labes R., Labes St., Binner U. 1995. Kartierung des Otters (*Lutra lutra* L.) – Methoden für Eingriffs- und raum – relevante Planungen und Möglichkeiten der Bewertung. – *Methoden feldökologischer Säugetierforschung*, Band 1 (eds. M. Stubbe, A. Stubbe, D. Heidecke). Halle/Saale: Inst. für Zool. der Martin-Luther-Univ., 187-202.
- Lange W. L. 1970. Wild und Jagd in Lettland. Hannover-Döhren: Harro von Hirscheydt Vrlg. 280 S.
- Liepa I. 1974. Biometrija. Rīga: Zvaigzne. 336 lpp.

- Macdonald S. 1990. Surveys. - Otters: an action plan for their conservation (eds. P. Foster-Turley, S. Macdonald, C. Mason). Broadview, Illinois: Kelvyn Press, 8-10.
- Macdonald S., Mason C. 1990. Threats. - Otters: an action plan for their conservation (eds. P. Foster-Turley, S. Macdonald, C. Mason). Broadview, Illinois: Kelvyn Press, 11-14.
- Macdonald S.M., Mason C.F. 1994. Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palaearctic. Nature and environment, 67. Strasbourg: Council of Europe. 54 pp.
- Mason C. F. 1989. Water pollution and otter distribution: a review. - *Lutra* 32 (2): 97-131.
- Mason C. 1997. The significance of PCBs in otters at national and regional scales. - IUCN Otter Spec. Group Bull. 14 (1): 3-12.
- Mason C. F., Macdonald S. M. 1986. Otters: Ecology and Conservation. Cambridge, London, New York, New Rochelle, Melbourne, Sydney: Cambridge University Press. 236 pp.
- Mason C.F., Madsen A.B. 1990. Mortality and condition in otters *Lutra lutra* from Denmark and Great Britain. – *Natura Jutlandica* Vol. 22, No. 14: 217-220.
- Naumovs N., Kartašovs N. 1990. Mugarķaulnieku zooloģija. Rīga: Zvaigzne. 528 lpp.
- Nelson K., Kruuk H. 1997. The prey of otters: calorific content of eels (*Anguilla anguilla*) and other fish, frogs (*Rana temporaria*) and toads (*Bufo bufo*). - IUCN Otter Spec. Group Bull. 14 (2): 75-80.
- Olsson M., Jensen S. 1975. Pike as the test organism for mercury, DDT and PCB pollution. A study of the contamination in the Stockholm archipelago. – Mercury, DDT and PCB in Aquatic Test Organisms, SNV PM 900, 34-57.
- Olsson M., Sandegren F. 1991a. Otter survival and toxic chemicals - implication for otter conservation programmes. - Proceedings of the V. International Otter Colloquium (eds. Reuther C., Röchert R.), Habitat 6. Hankensbüttel: GN, 191-200.
- Olsson M., Sandegren F. 1991b. PCB partly responsible for the decline of the otter in Europe? - Proceedings of the V. International Otter Colloquium (eds. Reuther C., Röchert R.), Habitat 6. Hankensbüttel: GN, 223-227.
- O'Neill E. M., Day K. R., Paterson J.P.H. 1998. Predation by otters at a salmon hatchery, evidenced by diet studies. - BOKU-Rep. Wildl. Res.&Game Manage. (12), Vienna, 46-64.
- Ornicāns A. 1996a. Legal status of the otter in Latvia. - Seminar on the Conservation of the European Otter (*Lutra lutra*). Environmental encounters, 24. Strasbourg Cedex: Council of Europe Publ., 87-90.

Ornicāns A. 1996b. Metodisks līdzeklis ihtiofāgu barošanās pētījumiem (Eirāzijas ūdrs *Lutra lutra* L.). Maģistra darbs, Rīga: LU. 98 lpp.

Ozoliņš J. 1997. Field control and description methods of otter (*Lutra lutra*) habitats in Latvia. – Proceedings 14<sup>th</sup> Mustelid Colloquium (eds. A. Toman, V. Hlavač). Praha, 7-10.

Ozoliņš J., Balodis M., Rantiņš M. 1992. Some ecological and management aspects of beaver population in forest biocenoses. - Forestry department scientifically practical conference, thesis. Jelgava: LLA, 8-9.

Ozoliņš J., Kranz A., Toman A. 1998. Three men in a boat (to say nothing of the otter in Latvia). – IUCN Otter Spec. Group Bull. 15(2): 103-108.

Ozoliņš J., Pilāts V. 1995. Distribution and status of small and medium-sized carnivores in Latvia. – Ann. Zool. Fennici 32: 21-29.

Ozoliņš J., Rantiņš M. 1987. Ūdra – *Lutra lutra* L. – pašreizējais statuss Latvijā un darbības pēdu uzskaitē Gaujā. – Retie augi un dzīvnieki, Rīga: LatZTIZPI, 60-67.

Ozoliņš J., Rantiņš M. 1988. Ūdru – *Lutra lutra* L. – sastopamība apsekotajās Latvijas upēs. – Retie augi un dzīvnieki, Rīga: LatZTIZPI, 60-67.

Ozoliņš J., Rantiņš M. 1992a. Einige Voraussetzungen zur heutigen Bestandsentwicklung und zur Verbreitung des Fischotters *Lutra lutra* (L.) in Lettland. - Semiaquatische Säugetiere. (eds. Schröpfer R., Stubbe M., Heidecke D.) Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle (Saale), 365-384.

Ozoliņš J., Rantiņš M. 1992b. The distribution and habitat conditions of the otter (*Lutra lutra*) in Latvia. – Proc. of the First Baltic Theriological Conference, Tartu: Tartu Ülikool, 186-196.

Ozoliņš J., Rantiņš M. 1994. Otter survival in relation to beaver trapping in Latvia. - Environmental encounters 17:121-122.

Ozoliņš J., Rantiņš M. 1995. The data on otter *Lutra lutra* population provided by beaver trapping in Latvia. – Ekologija, 2 (Vilnius): 64-69.

Ozoliņš J., Sjöåsen T. 1996. An approach to comparison of European Otter *Lutra lutra* habitats in areas with different status of population. - Seminar on the Conservation of the European Otter (*Lutra lutra*), Environmental encounters, 24. Strasbourg Cedex: Council of Europe Publ.: 165-168.

Ozols G. 1998. Ūdrs. - Latvijas Daba 5. Rīga: Preses Nams, 250.

Pfleger V. 1984. Weichtiere. Prag: Artia. 192 S.

Plikšs M., Aleksejevs Ē. 1998. Zivis. Rīga: Gandrs. 304 lpp.

Prigioni C. 1996. Advance in research on the Otter *Lutra lutra* L. in Italy. - Seminar on the Conservation of the European Otter (*Lutra lutra*), Environmental encounters 24, Strasbourg Cedex: Council of Europe Publ., 120-122.

Prūsaitė J., Mažeikyte R., Pauža D., Paužienė N., Baleišis R., Juškaitis R., Mickus A., Grušas A., Skeiveris R., Bluzma P., Bielova O., Baranauskas K., Mačionis A., Balčiauskas L., Janulaitis Z. 1988. Lietuvos fauna: žinduoliai. Vilnius: Mokslas. 295 lpp.

Renaud J.-C. 1994. La Loutre *Lutra lutra*. Selestat: IDS Impression. 63 pp.

Reuther C. 1980. Zur Situation des Fischotters in Europa. – Der Fischotter in Europa: Verbreitung, Bedrohung, Erhaltung (eds. Reuther C., Festetics A.), Selbstverlag, Oderhaus, Göttingen: 71-92.

Reuther C. 1991. Otters in captivity – a review with special reference to *Lutra lutra*. - Proceedings of the V. International Otter Colloquium (eds. Reuther C., Röchert R.), Habitat 6. Hankensbüttel: GN, 269-307.

Reuther C. 1993. *Lutra lutra* – Fischotter. – Handbuch der Säugetiere Europas (eds. Niethammer J., Krapp F.), Bd. 5, Raubsäuger – Carnivora (Fissipedia), Teil 2. Mustelidae 2, Viverridae, Herpestidae, Felidae (eds. Stubbe M., Krapp F. unter Mitarb. von Delibes et al.), Wiesbaden: Akademische Verl. – Ges., 907-961.

Rogoschik B., Brandes B. 1991. Diseases among captive otters. - Proceedings of the V. International Otter Colloquium (eds. Reuther C., Röchert R.), Habitat 6. Hankensbüttel: GN, 309-315.

Romanowski J., Brzezinski M., Cygan J.P. 1996. Notes on the technique of the otter field survey. – Acta Theriologica 41 (2): 199-204.

Roots O. 1995. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in the ecosystem of the Baltic Sea. - Chemosphere, Vol. 31, No. 9: 4085-4097.

Roots O. 1996. Polychlorinated biphenyls and chlororganic pesticides. Assessment of health risk associated with the consumption of seafood. – Proc. Estonian Acad. Sci. Ecol. 6, 3/4: 124-153.

Roots O., Aps R. 1993. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Baltic herring and sprat. - Toxicological and Environmental Chemistry, 37: 195-205.

Ruiz-Olmo J. 1996. Influence of food availability on otter distribution and abundance. - Seminar on the Conservation of the European Otter (*Lutra lutra*), Environmental encounters, 24. Strasbourg Cedex: Council of Europe Publ. 122-124.

Sandegren F., Olsson M., Reutergårdh L. 1980. Der Rückgang der Fischotterpopulation in Schweden. – Der Fischotter in Europa: Verbreitung,

Bedrohung, Erhaltung (eds. Reuther C., Festetics A.). Oderhaus, Göttingen: Selbstverlag, 107-113.

Sandegren F., Olsson M., Sjöåsen T. 1989. Projekt Utter. – Viltnytt 27: 4-12. (in Swedish)

Sarma B. 1990. Hidrometrija, hidroloģija un noteces regulēšana. Rīga: Zvaigzne. 189 lpp.

Schierhorn K., Stubbe M., Schuster R., Heidecke D. 1991. Helminthofauna of the otter (*Lutra lutra* L., 1758) in East Germany. - Proceedings of the V. International Otter Colloquium (eds. Reuther C., Röchert R.), Habitat 6. Hankensbüttel: GN, 133-142.

Schröpfer R., Stubbe M. 1992. The diversity of European semiaquatic mammals within the continuum of running water systems – an introduction to the symposium. - Semiaquatische Säugetiere. (eds. Schröpfer R., Stubbe M., Heidecke D.) Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle (Saale), 9-14.

Sedlag U. (Mitarb.) 1986. Insekten Mitteleuropas. Leipzig, Radebeul: Neumann Verlag. 408 S.

Sidorovich V. E. 1991. Structure, reproductive status and dynamics of the otter population in Byelorussia. – Acta Theriologica 36 (1-2): 153-161.

Sidorovich V.E. 1997. Demography of overexploited populations of otters. - Mustelids in Belarus (ed. V.E. Sidorovich). Minsk: Zolotoy uley publisher, 165-168.

Sidorovich V. E., Lauzhel G. O. 1992. Numbers of otters and approach to population estimation in Byelorussia. - IUCN Otter Spec. Group Bull. 7: 13-16.

Sidorovich V.E., Pikulik M.M. 1997. Diets of otters in various natural and anthropogenic habitats. Specialization and substitution. - Mustelids in Belarus (ed. V.E. Sidorovich). Minsk: Zolotoy uley publisher, 86-96.

Sidorovich V.E., Savchenko V.V. 1992. The effect of pollution of the population of the American mink (*Mustela vison*) - Semiaquatische Säugetiere. (eds. Schröpfer R., Stubbe M., Heidecke D.) Wiss. Beitr. Univ. Halle, Halle (Saale), 305-315.

Sidorovich V.E., Tumanov I.L. 1994. Reproduction in otters in Belarus and north-western Russia. – Acta Theriologica 39 (1): 59-66.

Sidorovich V.E., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. 1996a. Winter distribution and abundance of mustelids and beavers in the river valleys of Bialowieża Primeval Forest. – Acta Theriologica 41 (2):155-170.

Sidorovich V. E., Savchenko V. V., Denisova A. V. 1996b. Heavy metals, organochlorine pesticides, PCBs and radionuclides in otters and their habitats in

Belarus. - Seminar on the Conservation of the European Otter (*Lutra lutra*), Environmental encounters, 24. Strasbourg Cedex: Council of Europe Publ. 134-141.  
Sidorovich V.E., Heggberget Tr. M., Ozoliņš J., Lauzhel G.O. 1997a. Interpopulation differences. – Mustelids in Belarus (ed. V.E. Sidorovich). Minsk: Zolotoy uley publisher, 56-63.

Sidorovich V. E., Pikulik M. M., Tumanov I. L. 1997b. Analysis of the non-cyclic breeding of otters in relation to prey abundance and availability. – Mustelids in Belarus (ed. V.E. Sidorovich). Minsk: Zolotoy uley publisher, 159-163.

Sjöåsen T., Ozolins J. Greyerz E., Olsson M. 1997. The Otter (*Lutra lutra*) Situation in Latvia and Sweden Related to PCB and DDT Levels. - *Ambio* Vol. 26 No. 4: 196-201.

Skarén U. 1988. Chlorinated hydrocarbones, PCBs and cesium isotops in otter (*Lutra lutra* L.) from central Finland. – *Ann. Zool. Fenn.* 25: 271-276.

Smit M.D., de Jongh A.W.J.J. 1991. PCB contamination of otter areas in the Netherlands. - *Proceedings of the V. International Otter Colloquium* (eds. Reuther C., Röchert R.), Habitat 6. Hankensbüttel: GN, 229-234.

Smit M. D., Leonards P. E. G., Murk A. J., de Jongh A.W.J.J., van Hattum B. 1996. Development of otter-based quality objectives for PCBs. Amsterdam: Inst. for Environmental Studies. 129 pp.

Steffen B., Torsten F. 1991. Populationsökologische Untersuchungen am Fischotter (*Lutra lutra* L.). – *Schutz des Fischotters*, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam:11-16.

Stjernberg T., Hagner-Wahlsten N. 1991. The distribution of the otter (*Lutra lutra* L.) in Finland in 1975 and 1985. – *Proceedings V. International Otter Colloquium*, Habitat 6 (Hankensbüttel), 37-43.

Stubbe M. 1969. Zur Biologie und zum Schutz des Fischotters *Lutra lutra* (L.) – *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.*, Bd. 9, H. 3/4: 315-324.

Stubbe M. 1989. Fischotter *Lutra lutra* (L.). – *Buch der Hege: Haarwild* (Hrsg. H. Stubbe), Berlin: VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag: 550-575.

Stubbe M., Heidecke D., Dolch D., Teubner J., Labes R., Ansorge H., Mau H., Blanke D. 1993. Monitoring Fischotter 1985-1991. – *Tiere im Konflikt* 1: 11-59.

Sulkava R. 1996. Diet of otters *Lutra lutra* in central Finland. - *Acta Theriologica* 41 (4): 395-408.

Sulkava R., Storrank B. 1993. Hur väl återspeglar barmarksinventeringar ett områdes verkliga utterstam ? Erfarenheter från Kumo älvs källflöden 1990-91. – *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 69: 65-76. (in Swedish)

Šmits A. 1990. Meža caunas (*Martes martes* L.) barošanās sezonālās izmaiņas Cēsu mežrūpniecības saimniecības teritorijā. Diplomdarbs, LU, Rīga. 67 lpp.

Tauriņš E. 1982. Latvijas zīdītājdzīvnieki. Rīga: Zinātne. 256 lpp.

Tauriņš E., Ozols E. (red.) 1956. Latvijas PSR dzīvnieku noteicējs, II, mugurkaulnieki. Rīga: LV izd. 303 lpp.

Tauriņš E., Ozols E. (red.) 1957. Latvijas PSR dzīvnieku noteicējs, I, bezmugurkaulnieki. Rīga: LV izd. 871 lpp.

Toman A. 1997. Mortality of otters in Czech Republic. - Proceedings 14<sup>th</sup> Mustelid Colloquium (eds. Toman A., Hlavač V.), Praha: 98-104.

Tserevitinov E.F. 1970. Regulation of geographical variability of the body size of game animals. - VIII International Congress of Game Biologists, Finish Game Research 30: 333-336. (in Russian)

Tumanov I.L., Sidorovich V.E. 1996. Reproduction features and demography of the river otter (*Lutra lutra* L.). - Seminar on the Conservation of the European Otter (*Lutra lutra*), Environmental encounters 24, Strasbourg Cedex: Council of Europe Publ.: 107-109.

Umapathy G., Durairaj G. 1995. Preliminary studies on the feeding ecology of the otter *Lutra lutra* at Pitshavaram, east coast of India. - IUCN Otter Spec. Group Bull., 11: 31-33.

Urban P. 1991. The continued course of the "Action Otter" in the Pol'ana protected landscape area. - Vydra 2: 17-22. (in Czech)

Vaisfeld M. A. 1996. The river otter in the European North of Russia. - Seminar on the Conservation of the European Otter (*Lutra lutra*), Environmental encounters, 24. Strasbourg Cedex: Council of Europe Publ.: 102-106.

Van Moll O.C.M. 1990. European otters and preventive measures in fish-fykes. - IUCN OSG Bull. 5: 35-40.

Van Zyll de Jong C.G. 1972. A systematic review of the Nearctic and Neotropical river otters (Genus *Lutra*, Mustelidae, Carnivora). Toronto: The Royal Ontario Museum. 104 pp.

Vrbova M. 1991. Food ecology of fishotter (*Lutra lutra*) in selected areas of the Czech-Moravian highland. - Vydra 2: 17-22. (in Czech)

Wagenknecht E. (ed.) 1984. Alterbestimmung des erlegten Wildes. Berlin: VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 148 S.

Webb J. B. 1976. Otter Spraint Analysis. Berkshire: Occ. Publication of the Mammal Society. 13 pp.



Włodek K., Kapinski W., Gielo M., Sobolewski H., Rösler A. 1989. Expansion des Fischotters *Lutra lutra* (L., 1758) in Polen. - Populationsökologie marderartiger Säugetiere, 1, Wissenschaftl. Beitr. 37 (P 39), (ed. Stubbe M.) Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Halle (Saale): 44-54.

Wobeser G.A., Spraker T.R. 1980. Post-mortem examination. – Wildlife management techniques manual (ed. Schemnitz S.D.), Washington: The Wildlife Society, 89-98.

Zeiske W., Plomann J. 1982. Fisch- und Gewässerkunde. Berlin: Sportverlag. 216 S.

Zinke O. 1997. Ist der Penisknochen des Fischotters zur Alterbestimmung geeignet ? – Ber. Naturforsch. Ges. Oberlausitz 6 Suppl.: S.32.

Андрушайтис Г. П. (ред.) 1987. Евтрофирование малых озёр Латвии. Рига: Зинатне. 250 с.

Анисимова Е.И., Сидорович В.Е., Шималов В.Т. 1996. Гельминтофауна выдры (*Lutra lutra*) в Беларуси. – Весці Акадэміі Навук Беларусі Серыя Біялагічных Навук, 2 (Мінск): 103-106.

Балодис М.М. 1990. Бобр: биология и место в природно-хозяйственном комплексе республики. Рига: Зинатне. 271 с.

Банников А.Г., Денисова М.Н. 1956. Очерки по биологии земноводных. Москва: ГУПИ Мин. Просвещения РСФСР. 168 с.

Блузма П. 1990. Условия обитания и состояние популяций млекопитающих Литвы. – Млекопитающие в культурном ландшафте Литвы, Вильнюс: Мокслас, 4-78.

Вайсфельд А. М. 1977. Выдра – Колонок, горноста́й, выдра (ред. А.А. Насимович), Москва: Наука .175-215.

Гептнер В.Г., Наумов Н.П., Юргенсон П.Б., Слудский А.А., Чиркова А.Ф., Банников А.Г. 1967. Млекопитающие Советского Союза, т. 2: морские коровы и хищные . Москва: Высшая школа. 1004 с.

Джиллер П. 1988. Структура сообществ и экологическая ниша. Москва: Мир. 184 с.

Звенигородская М.Э. 1988. Соотношения « вес особи – плотность популяции» у млекопитающих. – Экология популяций 2, тезисы докл. всесоюзного сов., Москва: 71-74.

Иванов А.В., Полянский Ю.И., Стрелков А.А. 1958. Большой практикум по зоологии беспозвоночных, 1 часть. Москва: Советская Наука: 558 с.

- Илюшкин А.Н. 1993. Речная выдра Камчатки *Lutra lutra* L., 1758. Автореф. дисс. Новосибирск: Биол. Инст. СО РАН. 23 с.
- Илюшкин А., Останин М. 1984. Камчатская речная выдра. – Охота и охотн. хоз. 1: 20-21.
- Клевезаль Г.А. 1988. Регистрирующие структуры млекопитающих в зоологических исследованиях. Москва: Наука. 288 с.
- Контримавичус В.Л. 1963. Гельминты куных Дальнего Востока. – Тр. ГЕЛАН, 13: 26-47.
- Контримавичус В.Л. 1969. Гельминтофауна куных и пути её формирования. Москва: Наука, 432 с.
- Корыгин С.А. 1986. Повадки диких зверей. Москва: Агропромиздат. 319 с.
- Лаужель Г. А., Сідаровіч В. Е. 1995. Краніяетрычны аналіз выдры (*Lutra lutra* L.) у Беларусі. - Весці Акадэміі Навук Беларусі Серыя Біялагічных Навук, 2 (Мінск): 107-112.
- Мальджюнайте С.А. 1963. Куницеобразные хищники Литовской ССР, их биология, численность, и хозяйственное значение. Вильнюс: автореферат диссертации. 24 с.
- Милютин А. 1992. Два подхода к познанию жизненных форм у млекопитающих. - Proc. of the First Baltic Theriological Conference, Tartu: Tartu Ülikool, 7-16.
- Новиков Г.А. 1956. Хищные млекопитающие фауны СССР. Москва, Ленинград: Изд. АН СССР. 293 с.
- Пикулик М.М., Сидорович В.Е. 1996. Соотношение сезонной динамики распределения амфибий и репродуктивных особенностей выдры. – Доклады АН Беларуси, Том 40, № 6: 80-83.
- Попова Т.И. 1955. Стронгилиды животных и человека: основы нематологии. Москва: изд. АН СССР, 218 с.
- Рокицкий П.Ф. 1967. Биологическая статистика. Минск: Вышэйшая школа. 327 с.
- Семенов Б.Т. 1963. Количественный учёт некоторых зверей северной тайги по участкам их обитания и суточной деятельности. – Ресурсы фауны промысловых зверей в СССР и их учёт, Москва: Изд АН СССР, 141-153.
- Сидорович В.Е. 1990. Особенности экологии полуводных хищников на мелиоративных каналах Белоруссии. – Интенсификация воспроизводства ресурсов охотничьих животных, Киров: ВНИИОЗ, 90-100.

Сідаровіч В. Е. 1990. Полаузоставая структура папуляцыі выдры і метады яе вывучэння - Весці Акадэміі Навук Беларусі Серыя Біялагічных Навук, 3 (Мінск): 94-96.

Сидорович В.Е. 1992. Структура популяции выдры в Беларуси. – Бюллетень МОИП том 97, вып. 6: 43-51.

Сидорович В. Е. 1995. Норки, выдра, ласка и другие куньи. Минск: Ураджай. 191 с.

Теплов В.П. 1952. Количественный учёт выдры, соболя, куницы и мелких представителей семейства куньих. – Методы учёта численности и географического распределения наземных позвоночных, Москва: Изд. АН СССР, 165-172.

Терновский Д.В. 1973. Количественный учёт норки и выдры. – Методы учёта охотничьих животных в лесной зоне. Тр. Окского гос. Заповедника IX, 144-161.

Шмидт-Ниельсен К. 1987. Размеры животных: почему они так важны ? Москва: Мир. 259 с.

# **Pielikums**

1. PIELIKUMS

Ūdru barības sastāvs pēc 1616 ekskrementu analīzēm:

barības atlieku skaits pa taksonomiskām grupām un biotopiem

|  | Mazas un<br>vid. upes | Lielas<br>upes | Ezeri    | Jūras<br>piekraste | Kopā        |
|--|-----------------------|----------------|----------|--------------------|-------------|
| Ekskrementu skaits                       | 1218                  | 275            | 97       | 26                 | 1616        |
| Barības objekti                          | 2477                  | 564            | 209      | 70                 | 3320        |
| Zivis kopā (* - nediferencējot pa sugām) | 1720(931*)            | 427(231*)      | 120(76*) | 46(22*)            | 2313(1260*) |
| <i>Salmo sp.</i>                         | 103                   | 15             | 1        | 8                  | 127         |
| <i>Coregonus lavaretus</i>               | 2                     | -              | -        | -                  | 2           |
| <i>Thymallus thymallus</i>               | 1                     | -              | -        | -                  | 1           |
| <i>Esox lucius</i>                       | 47                    | 12             | 15       | -                  | 74          |
| <i>Rutilus rutilus</i>                   | 63                    | 33             | 11       | -                  | 107         |
| <i>Leucaspis delineatus</i>              | 9                     | -              | -        | -                  | 9           |
| <i>Leuciscus cephalus</i>                | 18                    | 13             | -        | -                  | 31          |
| <i>Leuciscus leuciscus</i>               | 5                     | -              | -        | -                  | 5           |
| <i>Leuciscus idus</i>                    | -                     | 1              | -        | -                  | 1           |
| <i>Phoxinus phoxinus</i>                 | 88                    | 24             | -        | 2                  | 112         |
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i>       | 3                     | -              | 1        | -                  | 4           |
| <i>Tinca tinca</i>                       | -                     | -              | 2        | -                  | 2           |
| <i>Gobio gobio</i>                       | 38                    | 12             | 1        | -                  | 51          |
| <i>Alburnus alburnus</i>                 | 11                    | 7              | -        | -                  | 18          |
| <i>Alburnoides bipunctatus</i>           | 2                     | 1              | -        | -                  | 3           |
| <i>Blicca bjoerna</i>                    | 4                     | -              | 1        | -                  | 5           |
| <i>Abramis brama</i>                     | 1                     | 2              | 4        | -                  | 7           |
| <i>Carassius sp.</i>                     | 74                    | 3              | 2        | -                  | 79          |
| <i>Vimba vimba</i>                       | 5                     | 4              | -        | -                  | 9           |
| <i>Cyprinus carpio</i>                   | 3                     | -              | -        | -                  | 3           |
| Nenoteikti Cyprinidae                    | 135                   | 94             | 21       | 2                  | 252         |
| <i>Noemacheilus barbatulus</i>           | 180                   | 43             | -        | 2                  | 225         |
| <i>Cobitis taenia</i>                    | 19                    | 3              | -        | -                  | 22          |
| Nenoteikti Cobitidae                     | 34                    | 11             | -        | 1                  | 46          |
| <i>Anguilla anguilla</i>                 | 2                     | -              | 1        | -                  | 3           |
| <i>Lota lota</i>                         | 45                    | 13             | 1        | -                  | 59          |
| Gasterosteidae                           | 293                   | 10             | 1        | 24                 | 328         |
| <i>Perca fluviatilis</i>                 | 69                    | 36             | 36       | 2                  | 143         |
| <i>Gymnocephalus cernua</i>              | 5                     | -              | 3        | -                  | 8           |
| <i>Zoarces viviparus</i>                 | -                     | -              | -        | 3                  | 3           |
| <i>Cottus gobio</i>                      | 290                   | 47             | 3        | -                  | 340         |
| Nenoteiktas zivis                        | 171                   | 43             | 16       | 2                  | 232         |
| Nēgi                                     | 45                    | 8              | -        | -                  | 53          |
| Abinieki                                 | 782                   | 99             | 36       | 24                 | 941         |
| Kukaiņi kopā                             | 251                   | 52             | 21       | 17                 | 341         |
| <i>Dytiscus sp.</i>                      | 72                    | 21             | 4        | 12                 | 109         |
| Sauszemes Coleoptera                     | 86                    | 12             | 10       | 3                  | 111         |
| Odonata                                  | 25                    | 6              | 2        | 1                  | 34          |
| Nenoteikti kukaiņi                       | 68                    | 13             | 5        | 1                  | 87          |
| Vēži                                     | 32                    | 59             | 14       | -                  | 105         |
| Ziditāji kopā                            | 128                   | 35             | 16       | 1                  | 180         |
| <i>Arvicola terrestris</i>               | 35                    | 12             | 3        | 1                  | 51          |
| Pārējie ziditāji                         | 93                    | 23             | 13       | -                  | 129         |
| Putni                                    | 61                    | 18             | 6        | 2                  | 87          |
| Olas                                     | 3                     | -              | 1        | -                  | 4           |
| Rāpuļi                                   | -                     | 1              | -        | -                  | 1           |
| Glītemji                                 | 48                    | 13             | 10       | 1                  | 72          |
| Posmtārpi (Hirudinea)                    | 3                     | -              | -        | -                  | 3           |
| Augi                                     | 177                   | 47             | 28       | 3                  | 255         |
| Nenoteikti objekti                       | 15                    | 1              | 1        | -                  | 17          |

## 2. PIELIKUMS

Zivis un abinieki ūdru *Lutra lutra* barībā dažādos Eirāzijas reģionos:  
relatīvā sastopamība ekskrementos vai (\*) kuņģos

| Ģeogr. platums | Valsts             | Biotops           | Sezona     | Zivju % | Abinieku % | Izanalizētie ekskr. | Autors   |
|----------------|--------------------|-------------------|------------|---------|------------|---------------------|--|
| 12°            | Indija             | upe               | ?          | 68-72   | -          | ?                   | Umapathy, Durairaj 1995                                |
| 37°            | Turcija            | upes              | vasara     | 55.7    | 28.7       | 100                 | Knollseisen 1996b                                      |
| 39°            | Griekija           | ?                 | ?          | 54.9    | 20.9       | 80                  | Macdonald, Mason 1982 citēts pēc Mason, Macdonald 1986 |
| 40°            | Portugāle          | upes              | nov.-dec.  | 89.3    | 4.6        | >1000               | Farinha nepubl.  |
|                |                    |                   | feb.-mar.  | 77.4    | 11.5       |                     |  |
|                |                    |                   | maijs-jūn. | 54.3    | 24         |                     |  |
|                |                    |                   | aug.-sep.  | 41      | 17.8       |                     |  |
| 44°            | Itālija            | upes              | gada laikā | 83.0    | 8.5        | 1611                | Prigioni 1996  |
| 45°            | Francija           | kalnu upes        | gada laikā | 75      | 14         | ?                   | Libois et al. 1988-1990 citēts pēc Renaud 1994         |
| 46°            | Rumānija           | ?                 | ?          | 78      | 8          | 14*                 | Ionescu, Ionescu 1996                                  |
| 47°            | Ungārija           | ezeri, z. dīķi    | gada laikā | >80     | ?          | 270                 | Kemenes 1989   |
| 48°            | Francija           | kalnu upes        | gada laikā | 82.3    | 11.7       | ?                   | Libois et al. 1988-1990 citēts pēc Renaud 1994         |
| 49°            | Čehija             | upes              | gada laikā | 87      | 1          | 214                 | Vrbová 1991  |
|                |                    | foreļupes         | marts      | 75      | 25         | 100                 | Grandziok, Lojkásek 1994                               |
|                | Slovākija          | upes              | ziema      | 72.4    | 21.7       | ?                   | Urban 1991   |
|                |                    | upe               | sept.      | 75      | 14.3       | 10                  | Budayova, 1995   |
| 51°-52°        | Vācija             | upe               | okt.       | 72      | 1          | 206                 | Steffen, Torsten 1991                                  |
|                |                    | upes              | gada laikā | 63.5    | 12.3       | 388                 | Hofmann, Butzek 1992                                   |
|                |                    | dažādi            | gada laikā | 64.9    | 8.5        | 144*                | Hofmann, Stubbe, Heidecke 1992                         |
|                |                    | karpu dīķi        | gada laikā | 88.5    | 2.3        | 359                 | Geidezis 1996  |
| 54°            | Baltkrievija       | veci melior. kan. | gada laikā | 65.7    | 23.9       | 2416                | Сидорович 1990   |
|                |                    | meža melior. k.   |            | 43.4    | 41.4       |                     |  |
|                |                    | lauks. melior. k. |            | 52.5    | 32.8       |                     |  |
|                | Īrija              | upes              | gada laikā | 48.1    | 13         | 2349                | Kyne, Smal, Fairley 1989                               |
| 55°            | Lietuva            | upes              | gada laikā | 42.6    | 9.2        | 936                 | Мальджюнайте 1963                                      |
| 56°            | Dānija             | dažādi            | ?          | 90.2    | 9.7        | 61*                 | Erlinge, Jensen 1981 citēts pēc Mason, Macdonald 1986  |
| 57°            | Latvija            | dažādi            | ?          | 61.5    | 8.3        | 2250                | Lange 1970   |
|                |                    | mazas upes        | gada laikā | 37.6    | 31.6       | 1218                | mūsu dati  |
|                |                    | lielas upes       | vasara     | 41      | 17.6       | 275                 | mūsu dati  |
|                |                    | ezeri             | vasara     | 36.4    | 17.2       | 97                  | mūsu dati  |
| 58°            | Zviedrija          | dažādi            | gada laikā | 66.9    | 8          | 14615               | Erlinge 1967   |
|                |                    | foreļupes         | gada laikā | 90.8    | 2          | 350                 | Erlinge 1969   |
| 59°            | Igaunija           | dažādi            | okt.-nov.  | 29.8    | 42         | 315                 | Laanetu 1989   |
| 62°            | Somija             | ezeri, mazas upes | gada laikā | 62.9    | 16.5       | 1506                | Sulkava 1996   |
| 64°            | Krievijas Karēlija | ?                 | ?          | 48.9    | 25.3       | ?                   | Vaisfeld 1996  |

### 3. PIELIKUMS

1. tabula

Ķermeņa un galvaskausa izmēri ūdriem līdz viena gada vecumam

| Skat<br>49.-<br>51.<br>lpp. | Tēviņi |       |       |      |      |    | Mātītes |      |       |      |      |    | Dmf    |
|-----------------------------|--------|-------|-------|------|------|----|---------|------|-------|------|------|----|--------|
|                             | Ø      | min   | max   | s    | v    | n  | Ø       | min  | max   | s    | v    | n  |        |
| <i>cr</i>                   | 55.07  | 50.5  | 60.0  | 3.45 | 6.3  | 7  | 56.50   | 52.0 | 59.0  | 2.57 | 4.5  | 6  | -2.59  |
| <i>cd</i>                   | 27.93  | 23.5  | 34.0  | 3.22 | 11.5 | 7  | 34.25   | 27.0 | 46.0  | 6.78 | 19.8 | 6  | -22.63 |
| <i>mn</i>                   | 7.08   | 6.5   | 7.5   | 0.49 | 6.9  | 6  | 6.25    | 5.0  | 7.5   | 0.94 | 15.0 | 6  | 11.76  |
| <i>ps</i>                   | 7.67   | 6.5   | 8.5   | 0.68 | 8.9  | 6  | 6.92    | 6.0  | 8.0   | 0.74 | 10.7 | 6  | 9.78   |
| <i>mc</i>                   | 4.14   | 2.6   | 5.0   | 0.76 | 0.2  | 9  | 3.93    | 3.2  | 5.0   | 0.58 | 14.8 | 8  | 5.28   |
| <i>cdb</i>                  | 107.80 | 100.5 | 112.4 | 3.78 | 3.5  | 11 | 103.30  | 99.1 | 106.5 | 3.00 | 2.9  | 9  | 4.17   |
| <i>ns1</i>                  | 17.83  | 13.2  | 20.3  | 1.81 | 10.2 | 11 | 17.25   | 13.5 | 19.5  | 1.65 | 9.6  | 11 | 3.21   |
| <i>pl1</i>                  | 46.00  | 43.0  | 48.6  | 1.77 | 3.8  | 10 | 43.71   | 40.6 | 46.0  | 1.77 | 4.0  | 10 | 4.92   |
| <i>ph1</i>                  | 20.69  | 16.7  | 47.5  | 8.94 | 43.2 | 11 | 17.19   | 14.6 | 18.8  | 1.17 | 6.8  | 11 | 16.92  |
| <i>mlr</i>                  | 29.08  | 26.2  | 30.4  | 1.17 | 4.0  | 11 | 27.65   | 26.9 | 28.5  | 0.53 | 1.9  | 11 | 4.91   |
| <i>zgm</i>                  | 63.25  | 56.1  | 68.0  | 3.80 | 6.0  | 11 | 60.34   | 56.3 | 64.1  | 2.42 | 4.0  | 9  | 4.60   |
| <i>nsi</i>                  | 25.37  | 23.0  | 27.6  | 1.48 | 5.8  | 11 | 23.32   | 22.2 | 24.5  | 0.61 | 2.6  | 11 | 8.10   |
| <i>mdl</i>                  | 58.57  | 53.7  | 62.7  | 2.65 | 4.5  | 11 | 56.13   | 53.3 | 58.2  | 1.89 | 3.4  | 8  | 4.18   |
| <i>orb</i>                  | 19.29  | 17.7  | 20.2  | 0.77 | 4.0  | 10 | 18.15   | 16.6 | 19.3  | 0.77 | 4.2  | 10 | 5.91   |
| <i>pro</i>                  | 21.23  | 18.8  | 24.0  | 1.52 | 7.2  | 11 | 19.57   | 18.0 | 20.4  | 0.63 | 3.2  | 10 | 7.81   |
| <i>pob</i>                  | 18.62  | 16.1  | 19.9  | 1.02 | 0.1  | 11 | 17.06   | 15.1 | 18.1  | 1.08 | 6.3  | 10 | 8.37   |
| <i>hcr</i>                  | 39.21  | 35.3  | 41.6  | 1.73 | 4.4  | 11 | 37.6    | 36.3 | 38.9  | 0.91 | 2.4  | 8  | 4.07   |
| <i>soc</i>                  | 21.65  | 19.0  | 24.2  | 1.49 | 6.9  | 11 | 20.41   | 18.7 | 21.8  | 1.10 | 5.4  | 9  | 5.74   |
| <i>fom</i>                  | 14.41  | 13.2  | 16.5  | 1.01 | 7.0  | 11 | 13.8    | 12.0 | 14.9  | 0.85 | 6.2  | 10 | 4.37   |
| <i>mbl</i>                  | 68.41  | 63.2  | 72.4  | 3.11 | 4.5  | 10 | 65.44   | 62.6 | 67.8  | 1.86 | 2.8  | 11 | 4.35   |
| <i>mcr</i>                  | 41.42  | 30.0  | 49.6  | 6.81 | 16.4 | 9  | 36.50   | 33.4 | 42.0  | 2.84 | 7.8  | 8  | 11.88  |
| <i>opl</i>                  | 27.32  | 24.7  | 33.0  | 3.10 | 11.3 | 6  | -       | -    | -     | -    | -    | -  | -      |
| <i>opm</i>                  | 0.14   | 0.1   | 0.2   | 0.04 | 28.6 | 6  | -       | -    | -     | -    | -    | -  | --     |

2. tabula

## Ķermeņa un galvaskausa izmēri 1&lt;2 g. veciem ūdriem

| Skat<br>49.-51.<br>lpp. | Tēviņi       |             |             |             |             |           | Mātītes      |             |             |             |             |           | Dmf          |
|-------------------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|--------------|
|                         | Ø            | min         | max         | s           | v           | n         | Ø            | min         | max         | s           | v           | n         |              |
| <i>cr</i>               | 67.00        | 57.5        | 73.0        | 4.74        | 7.1         | 9         | 62.80        | 55.0        | 70.0        | 4.30        | 6.8         | 9         | 6.30         |
| <i>cd</i>               | <b>38.94</b> | <b>34.0</b> | <b>45.0</b> | <b>3.18</b> | <b>8.2</b>  | <b>9</b>  | <b>36.50</b> | <b>34.5</b> | <b>38.0</b> | <b>1.22</b> | <b>3.3</b>  | <b>9</b>  | <b>6.28</b>  |
| <i>mn</i>               | 7.28         | 5.0         | 8.0         | 0.94        | 12.9        | 9         | 6.72         | 5.0         | 8.0         | 1.00        | 14.9        | 9         | 7.64         |
| <i>ps</i>               | <b>8.00</b>  | <b>6.0</b>  | <b>9.0</b>  | <b>0.83</b> | <b>10.4</b> | <b>9</b>  | <b>7.22</b>  | <b>5.5</b>  | <b>8.5</b>  | <b>1.00</b> | <b>13.9</b> | <b>9</b>  | <b>9.73</b>  |
| <i>mc</i>               | 6.3          | 5.2         | 7.8         | 0.88        | 14.0        | 8         | 5.43         | 4.0         | 6.2         | 0.64        | 11.8        | 11        | 14.37        |
| <i>cdb</i>              | 112.89       | 107.5       | 119.4       | 4.21        | 3.7         | 9         | 109.8        | 104.5       | 117.6       | 3.77        | 3.4         | 11        | 2.78         |
| <i>nsi</i>              | <b>18.25</b> | <b>16.2</b> | <b>22.0</b> | <b>1.66</b> | <b>9.1</b>  | <b>11</b> | <b>17.78</b> | <b>15.8</b> | <b>20.4</b> | <b>1.59</b> | <b>8.9</b>  | <b>12</b> | <b>2.59</b>  |
| <i>plt</i>              | 49.31        | 45.3        | 54.5        | 2.76        | 5.6         | 11        | 46.22        | 43.0        | 51.0        | 2.02        | 4.4         | 13        | 6.27         |
| <i>phl</i>              | <b>19.35</b> | <b>18.6</b> | <b>20.8</b> | <b>0.62</b> | <b>3.2</b>  | <b>11</b> | <b>20.98</b> | <b>17.6</b> | <b>43.6</b> | <b>6.86</b> | <b>32.7</b> | <b>13</b> | <b>-8.44</b> |
| <i>mlr</i>              | 29.38        | 27          | 32.2        | 1.52        | 5.2         | 11        | 28.52        | 27.6        | 31.8        | 1.07        | 3.8         | 13        | 2.95         |
| <i>zgm</i>              | <b>68.22</b> | <b>62.8</b> | <b>73.7</b> | <b>3.20</b> | <b>4.7</b>  | <b>10</b> | <b>66.06</b> | <b>64.2</b> | <b>70.2</b> | <b>1.88</b> | <b>2.8</b>  | <b>13</b> | <b>3.16</b>  |
| <i>nsi</i>              | 25.08        | 23.1        | 27.1        | 1.40        | 5.6         | 11        | 24.26        | 23.2        | 26.9        | 1.00        | 4.1         | 13        | 3.27         |
| <i>mdl</i>              | <b>62.78</b> | <b>56.6</b> | <b>68.5</b> | <b>3.41</b> | <b>5.4</b>  | <b>10</b> | <b>60.25</b> | <b>57.2</b> | <b>64.0</b> | <b>2.00</b> | <b>3.3</b>  | <b>11</b> | <b>4.02</b>  |
| <i>orb</i>              | 19.87        | 17.6        | 21.0        | 1.06        | 5.3         | 11        | 19.01        | 18.0        | 20.8        | 1.05        | 5.5         | 11        | 4.30         |
| <i>pro</i>              | <b>21.65</b> | <b>19.4</b> | <b>23.9</b> | <b>1.59</b> | <b>7.3</b>  | <b>11</b> | <b>19.96</b> | <b>12.3</b> | <b>22.7</b> | <b>2.91</b> | <b>14.6</b> | <b>11</b> | <b>7.81</b>  |
| <i>pob</i>              | 14.75        | 12.6        | 17.0        | 1.45        | 9.8         | 11        | 14.63        | 12.5        | 16.3        | 1.34        | 9.2         | 12        | 0.88         |
| <i>hcr</i>              | <b>39.73</b> | <b>36.5</b> | <b>42.8</b> | <b>1.65</b> | <b>4.2</b>  | <b>11</b> | <b>38.21</b> | <b>36.4</b> | <b>40.6</b> | <b>1.27</b> | <b>3.3</b>  | <b>12</b> | <b>3.82</b>  |
| <i>soc</i>              | 22.20        | 20.2        | 24.1        | 1.22        | 5.5         | 9         | 21.45        | 19.8        | 23.5        | 1.20        | 5.6         | 12        | 3.38         |
| <i>fom</i>              | <b>14.50</b> | <b>13.1</b> | <b>16.4</b> | <b>1.02</b> | <b>7.0</b>  | <b>9</b>  | <b>14.50</b> | <b>13.4</b> | <b>15.8</b> | <b>0.71</b> | <b>4.9</b>  | <b>12</b> | <b>0</b>     |
| <i>mbl</i>              | 72.91        | 68.1        | 78.0        | 3.4         | 4.7         | 11        | 69.10        | 65.5        | 75.2        | 2.26        | 3.3         | 13        | 5.24         |
| <i>mcr</i>              | <b>49.88</b> | <b>32.8</b> | <b>62.9</b> | <b>9.59</b> | <b>19.2</b> | <b>8</b>  | <b>47.86</b> | <b>41.4</b> | <b>57.0</b> | <b>5.11</b> | <b>10.7</b> | <b>11</b> | <b>4.03</b>  |
| <i>opl</i>              | 47.88        | 39.6        | 56.4        | 7.68        | 16.0        | 8         | -            | -           | -           | -           | -           | -         | -            |
| <i>opm</i>              | 1.12         | 0.5         | 2.0         | 0.65        | 58.0        | 8         | -            | -           | -           | -           | -           | -         | -            |



## 3. tabula

## Ķermeņa un galvaskausa izmēri pieaugušiem ūdriem

| Skat<br>49.-51.<br>lpp. | Tēviņi |       |       |      |      |    | Mātītes |       |       |      |      |    | Dmf   |
|-------------------------|--------|-------|-------|------|------|----|---------|-------|-------|------|------|----|-------|
|                         | Ø      | min   | max   | s    | v    | n  | Ø       | min   | max   | s    | v    | n  |       |
| <i>cr</i>               | 76.83  | 65.5  | 90.0  | 5.71 | 7.4  | 20 | 69.18   | 61.5  | 83    | 5.05 | 7.3  | 20 | 9.96  |
| <i>cd</i>               | 40.90  | 37.0  | 47.0  | 2.59 | 6.3  | 20 | 37.05   | 32.5  | 42.0  | 2.08 | 5.6  | 20 | 9.41  |
| <i>mn</i>               | 7.71   | 6.5   | 9.0   | 0.53 | 6.9  | 17 | 6.82    | 5.5   | 8.5   | 0.80 | 11.7 | 19 | 11.55 |
| <i>ps</i>               | 8.44   | 7.5   | 10.0  | 0.61 | 7.2  | 17 | 7.45    | 6.0   | 8.5   | 0.62 | 8.3  | 19 | 11.78 |
| <i>mc</i>               | 8.23   | 6.0   | 9.8   | 0.96 | 11.7 | 28 | 6.05    | 5.0   | 7.5   | 0.64 | 10.6 | 24 | 26.5  |
| <i>cdb</i>              | 116.61 | 110.2 | 121.7 | 2.96 | 2.5  | 34 | 109.76  | 103.1 | 114.5 | 3.25 | 3.0  | 28 | 5.88  |
| <i>nsl</i>              | 18.63  | 14.8  | 22.0  | 1.32 | 7.1  | 33 | 17.36   | 14.8  | 20.4  | 1.43 | 8.2  | 27 | 6.79  |
| <i>plt</i>              | 49.77  | 45.0  | 53.3  | 1.93 | 3.9  | 31 | 46.71   | 43.0  | 51.9  | 1.94 | 4.2  | 28 | 6.16  |
| <i>phl</i>              | 19.72  | 17.6  | 21.2  | 0.89 | 4.5  | 31 | 19.84   | 17.1  | 45.2  | 5.04 | 25.4 | 28 | -0.64 |
| <i>mlr</i>              | 29.79  | 27.8  | 31.9  | 0.93 | 3.1  | 35 | 28.45   | 26.4  | 30.0  | 0.97 | 3.4  | 29 | 4.50  |
| <i>zgm</i>              | 72.25  | 67.7  | 76.2  | 2.36 | 3.3  | 33 | 66.56   | 62.8  | 71.0  | 2.36 | 3.5  | 28 | 7.87  |
| <i>nsi</i>              | 26.37  | 23.3  | 28.6  | 1.14 | 4.3  | 35 | 24.07   | 21.5  | 25.5  | 0.98 | 4.1  | 29 | 8.75  |
| <i>mdl</i>              | 64.42  | 40.2  | 70.4  | 4.87 | 7.6  | 33 | 60.58   | 57.4  | 65.0  | 1.97 | 3.3  | 27 | 5.97  |
| <i>orb</i>              | 20.66  | 17.6  | 23.9  | 1.31 | 6.3  | 33 | 18.69   | 16.6  | 20.2  | 0.89 | 4.8  | 27 | 9.53  |
| <i>pro</i>              | 23.17  | 19.6  | 27.1  | 1.85 | 8.0  | 34 | 20.51   | 20.1  | 24.0  | 3.89 | 19.0 | 28 | 11.47 |
| <i>pob</i>              | 13.61  | 11.3  | 17.1  | 1.28 | 9.4  | 34 | 13.53   | 10.7  | 16.0  | 1.15 | 8.5  | 28 | 0.59  |
| <i>hcr</i>              | 39.87  | 36.2  | 43.1  | 1.50 | 3.8  | 29 | 37.87   | 34.6  | 42.2  | 1.85 | 4.9  | 26 | 5.02  |
| <i>soc</i>              | 23.52  | 21.6  | 26.1  | 1.04 | 4.4  | 33 | 21.47   | 19.8  | 23.8  | 1.20 | 5.6  | 26 | 8.72  |
| <i>fom</i>              | 15.33  | 13.8  | 17.4  | 0.84 | 5.5  | 34 | 14.61   | 12.9  | 16.0  | 0.79 | 5.4  | 28 | 4.68  |
| <i>mbl</i>              | 74.33  | 66.9  | 79.1  | 2.74 | 3.7  | 32 | 69.13   | 65.2  | 73.1  | 2.28 | 3.3  | 28 | 6.99  |
| <i>mcr</i>              | 62.51  | 51.9  | 76.6  | 5.76 | 9.2  | 31 | 48.13   | 39.4  | 59.2  | 4.99 | 10.4 | 26 | 23.01 |
| <i>opl</i>              | 67.20  | 62.2  | 72.8  | 2.99 | 4.4  | 24 | -       | -     | -     | -    | -    | -  | -     |
| <i>opm</i>              | 3.04   | 1.8   | 4.5   | 0.63 | 20.7 | 25 | -       | -     | -     | -    | -    | -  | -     |



| 1                     | 2   | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 |   |
|-----------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|---|
| <b>Cestoda</b>        |   |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 19.                   | <i>Diphyllobothrium latum</i> (L., 1758)                    |   |   |   | + |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |   |
| 20.                   | <i>D. medium</i> (Fahmy, 1954)                              |   |   |   |   |   | + |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 21.                   | <i>D. dendriticum</i> (Nitzsch, 1824)                       |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |   |
| 22.                   | <i>Spirometra erinacei-europaei</i> l. (Rud., 1849)         |   |   |   |   |   |   |   | +  |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | + |
| 23.                   | <i>Schistocephalus pungitii</i> Dubinina, 1959              |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 24.                   | <i>S. fahmi</i> Gagarin, Tscherkova et Vschivze, 1966       |   |   |   |   |   | + |   |    |    | +  | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 25.                   | <i>Mesocestoides</i> sp. Vaillant, 1863                     |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 26.                   | <i>M. lineatus</i> (Goetze, 1782)                           |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 27.                   | <i>Taenia martis</i> (Zeder, 1803)                          |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | +  |   |
| 28.                   | <i>Ligula intestinalis</i> (L., 1758)                       |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | +  | ? |
| 29.                   | <i>Pseudophyllidean</i> sp.                                 |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | +  |   |
| <b>Nematoda</b>       |   |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 30.                   | <i>Diactophyme renale</i> (Goetze, 1782)                    |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 31.                   | <i>Soboliphyme baturini</i> Petrov, 1930                    |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 32.                   | <i>Capillaria putorii</i> (Rudolphi, 1819)                  |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | +  | + |
| 33.                   | <i>Eucoleus schvalovoj</i> Kontrimavichus, 1963             |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 34.                   | <i>Strongyloides martis</i> Petrov, 1940                    |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | +  | + |
| 35.                   | <i>Crenosoma vulpis</i> (Rudolphi, 1819)                    |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 36.                   | <i>Skrjabingylus nasicola</i> (Leuckart, 1842) Petrov, 1927 | + |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | +  |   |
| 37.                   | <i>Globocephalus lutrae</i> Wu et Hu, 1938                  |   |   |   | + |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | ? |
| 38.                   | <i>Cleoascaris mosgovoyi</i> Oschmarin in Mozgovoi, 1953    |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 39.                   | <i>Physaloptera sibirica</i> Petrov et Gorbunov, 1931       |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | + |
| 40.                   | <i>Pneumospirura hainanensis</i> Wu et Hu, 1938             |   |   |   | + |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 41.                   | <i>Rictularia affinis</i> Zaegerskioels, 1904               |   |   |   | + |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | + |
| 42.                   | <i>Capillaria mucronata</i> (Molin, 1858) Travassos, 1915   |   |   |   |   |   |   |   |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | + |
| 43.                   | <i>Eustrongylus gigas</i> Dies.                             |   |   |   | + |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| <b>Acanthocephala</b> |   |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 44.                   | <i>Giganthorhynchus moniliformis</i> Bremser                |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |   |
| 45.                   | <i>Heterosentis photosi</i>                                 |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    | +  |    |    |    |    |    |    |    |    |   |
| 46.                   | <i>Pomphorhynchus laevis</i> Müller, 1776                   |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | +  |   |
| 47.                   | <i>Acanthocephalus lucii</i> (Müller, 1776)                 |   |   |   |   |   |   |   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | +  |   |

<sup>1</sup> citēts pēc Kontrimavichus 1969      <sup>2</sup> citēts pēc Schierhorn et al. 1991