

Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā

Redaktors: Ainārs Auniņš

Rakstu krājums izdots LIFE-Daba projekta „Paliņu pļavu
atjaunošana Eiropas Savienības prioritāro sugu un biotopu
aizsardzībai” Nr. LIFE04NAT/LV/000198 ietvaros



Rīga, 2008

UDK 58+502(474.3)(063)

Ak 690

Atbildīgais redaktors:

Ainārs Auniņš

Redkolēģija:

Ainārs Auniņš

Uģis Bergmanis

Guntis Brūmelis

Māris Laiviņš

Otars Opermanis

Valodas konsultanti: Ivars Kabucis un Valda Baroniņa

Vāka fotogrāfijas: Ainārs Auniņš un Jānis Reihmanis

Maketu un vāka dizainu veidojusi Ilze Reņģe

Citēšanas paraugs:

Ķuze J., Liepa A., Urtāne L., Zēns Z. 2008. Palienes režīma atjaunošana Slampes upes lejtecē. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 45–55.

© Latvijas Dabas fonds, 2008

© Fotogrāfiju autori, fotogrāfijas, 2008

© Latvijas Universitāte, 2008

ISBN 978-9984-825-64-7

Saturs

Priekšvārds: dabas apsaimniekošana un tās efektivitātes monitorings Ainārs Auniņš	5
Boreālo zālāju atjaunošana un regulārā apsaimniekošana: LIFE-Daba projektu pieredze Anton Gazenbeek	9
Dabisko zālāju apsaimniekošana augāja daudzveidībai Solvita Rūsiņa	29
Palienes režīma atjaunošana Slampes upes lejtecē Jānis Ķuze, Andis Liepa, Loreta Urtāne, Zīgurds Zēns	45
Dabisko zālāju atjaunošanas pasākumu ietekme uz veģētāciju aizsargājamo ainavu apvidū „Ziemeļgauja” Solvita Rūsiņa	57
Klānu pļavu hidroloģijas un veģētācijas atjaunošanas pieredze Lubāna mitrājā Uģis Bergmanis	73
Pļavu biotopu kā putnu dzīves vietu atjaunošana Engures ezera dabas parkā 2003.–2007. gadā Aivars Mednis	81
ES nozīmes zālāju biotopu un sugu aizsardzības statuss saistībā ar Latvijas Lauku attīstības programmu Viesturs Lārmanis	91
Pirmie dabīgās noganīšanas rezultāti divās teritorijās Ziemeļvidzemes Biosfēras rezervātā Dainis Ozols	101
Mežu un slapju virsāju ar grīņa sārteni <i>Erica tetralix</i> L. eksperimentālā apsaimniekošana dabas liegumā „Sakas grīņi” Liene Salmiņa	111
Krūmu čužas (<i>Pentaphylloides fruticosa</i> (L.) O. Schwarz) vitalitāte un ieteicamās apsaimniekošanas metodes dabas liegumā „Čužu purvs” Pēteris Evarts-Bunders	123
Upju biotopu apsaimniekošana: Salacas un Jaunupes rekultivācijas pieredze Andris Urtāns	131
Ūdensputnu medības Kaņiera ezerā 1993.–2005. gadā – dabas resursu nenoplicinošas izmantošanas piemērs Jānis Vīksne, Māra Janaus, Andris Stīpnieks	143

Priekšvārds: dabas apsaimniekošana un tās efektivitātes monitorings

Ainārs Auniņš,

Latvijas Dabas fonds,
Mazcenu aleja 3, Jaunmārupe, LV-2166,
dubults@lanet.lv

Pirms sešiem gadiem, 2002. gadā, iznāca rakstu krājums „Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā”, kura mērķis bija nodot tālāk tobrīd svaigāko dabas apsaimniekošanas pieredzi Latvijā (Opermanis 2002). Krājumā bija apkopoti divpadsmit raksti un katrs no tiem analizēja konkrētu piemēru dabas apsaimniekošanā vai plānošanā, aptverot plašu ekosistēmu un organismu spektru.

Kopš tā laika ir pagājis pietiekams laika periods, lai uzkrātos jaunas zināšanas sugu un biotopu apsaimniekošanas jomā. Izmantojot dažādu Eiropas Savienības un Latvijas fondu līdzekļus dažādu projektu vai valsts programmu ietvaros, ir veikti daudzveidīgi biotopu atjaunošanas vai uzturēšanas pasākumi. Ir svarīgi šo pieredzi apkopot, lai plānojot apsaimniekošanas pasākumus nākotnē, varētu izmantot jau uzkrāto pieredzi. Lai gan eksistē daudz dažādu izdevumu, kas pretendē uz rokasgrāmatas statusu dabas apsaimniekošanā (piemēram, Sutherland, Hill 1995, van Andel, Aronson 2006 u.c.), nav iespējams radīt universālu dabas apsaimniekošanas rokasgrāmatu, kura dotu atbildes uz visiem jautājumiem, kas apsaimniekošanas pasākumu īstenotājiem varētu rasties. Pirmkārt, katra vieta, katrs gadījums ir unikāls. Viena un tā pati metode, to pielietojot dažādās vietās, var dot atšķirīgus rezultātus, jo, lai cik arī līdzīgas nebūtu šīs vietas, daļa darbojošos faktoru vienmēr atšķirsies. Otrkārt, lai gan dabas apsaimniekošana balstās uz jau zināmajām likumsakarībām dabā, zināšanām par apsaimniekojamās sugas vai biotopa ekoloģiju, nepārtraukti nāk klāt jauna informācija, jaunas zināšanas, kas ļauj uzlabot iepriekš izmantotās metodes vai pat radikāli maina priekšstatus par “pareizu apsaimniekošanu”. Tādēļ dabas apsaimniekotāja uzdevums ir vadīties nevis pēc kāda viena, autoritatīva, tomēr iespējams novecojuša avota, bet gan pastāvīgi sekot līdz informācijas plūsmai, dažādu dabas apsaimniekošanas projektu pieredzei Latvijā un ārvalstīs, kuru rezultāti ir dokumentēti un publicēti.

Dabas apsaimniekošanas zinātnē līdzīgi kā vairumā citu zinātnes nozaru pētniekiem ir tendence publicēt tikai tādu pētījumu (pasākumu) rezultātus, kur izdevies kādas likumsakarības pierādīt vai rezultāts atbildis autoru priekšstatam par sagaidāmo. Ļoti maz ir publi-

cētu pētījumu ziņojumu, kuri dokumentē “neveiksmi”. Tādejādi ļoti daudz pieredzes var iegūt no “veiksmes stāstiem” dabas apsaimniekošanā, bet reti var uzzināt par gadījumiem, kad izvēlēta apsaimniekošanas metode nav izrādījusi efektīva un cerētais rezultāts nav sasniegts. Arī šis krājums nav izņēmums un „veiksmes stāsti” tajā dominē. Tomēr gribu uzsvērt, ka negatīvas pieredzes dokumentēšanai, īpaši neveiksmes iemeslu analīzei, ir ne mazāka nozīme kā pozitīvas pieredzes nodošanai, jo tā dod iespēju no līdzīgām neveiksmēm izvairīties nākotnē un ļauj plānot apsaimniekošanu, ņemot vērā arī faktoros, kuri citādi tiktu uzskatīti par mazsvarīgiem.

Lai pieredzi varētu nodot, tajādokumentē. Detalizēti jāatbild uz trim jautājumiem:

- kā mēs to darījām,
- kas šo darbību rezultātā mainījās,
- vai plānotais mērķis tika sasniegts.

Svarīgi ir pirms apsaimniekošanas pasākumu plānošanas un īstenošanas definēt sasniedzamo mērķi. Ar mērķi nav jāsaprot apsaimniekošanas darbību kvantitatīvie rādītāji (piemēram, “mūsu mērķis ir nopļaut 1000 ha aizaugošo pļavu”), bet gan panākamās izmaiņas sugu populāciju lielumos, demogrāfiskajos rādītājos vai biotopu platībā un kvalitātē. Mērķi vēlams definēt kvantitatīvi, piemēram, sugas populācijas pieaugums teritorijā par 50% 5 gadu periodā. Tas ļaus arī pēc pasākumu īstenošanas novērtēt, vai izvirzītais mērķis ir sasniegts.

Kad mērķis ir definēts, jāanalizē mērķa sasniegšanas iespējas – kādām metodēm panākt, lai mērķa sugas populācija pieaugtu/stabilizētos, uzlabotos mērķa biotopa platība/kvalitāte. Jāzina, kādi ir galvenie faktori, kas sugu vai biotopu ietekmē nelabvēlīgi, nepieciešamības gadījumā jāveic priekšizpēte, kas ļautu to noskaidrot. Darbu plānošanas stadijā rūpīgi jāizanalizē citu projektu ietvaros veiktie līdzīga rakstura pasākumi no to radītā īstermiņa un ilgtermiņa efekta, izmaksu, darbietilpības un blakusefektu viedokļa. Dažādas alternatīvi iespējamās metodes savstarpēji jāsalīdzina, ņemot vērā, ka teritorijā, kurā apsaimniekošanas pasākumus paredzēts īstenot, dažādu faktoru ietekme

var būtiski atšķirties no tām teritorijām, kur šīs metodes pielietotas iepriekš. Šīs atšķirības var ietekmēt ne tikai izmaksas, bet arī to, vai mērķis tiks sasniegts. Nepieciešamības gadījumā jāapsver modifikācijas metodēs vai metožu kombinēšana. Lai arī inovācijas ir tās, kas attīsta dabas apsaimniekošanas zinātni, to plānošana un īstenošana jāveic īpaši uzmanīgi. Ņemot vērā, ka runa iet par apdraudētu sugu populācijām vai apdraudētu biotopu platībām, jāievēro t.s. „maksimālās piesardzības princips” – jāizvairās tās pakļaut riskam pasākuma neizdošanās gadījumā. Tādēļ jaunu, inovatīvu metožu pielietošana nebūtu plānojama lielos apjomos un vietās, kur tā varētu ietekmēt sugu vai biotopu vērtīgākās atradnes. Vislabāk tos īstenot kā nelielus eksperimentālus pasākumus. Iegūtā pieredze ļaus izvērtēt metodes pielietošanas iespējas citur, jau lielākā apmērā, ar vai bez modifikācijām. Izvēles procesā alternatīvās metodes jāanalizē kontekstā ar definēto mērķi: lai sasniegtu definētā mērķa kvantitatīvos rādītājus, cik vietās vai cik lielās platībās pasākumi jāīsteno, kādas būs to īstenošanas izmaksas, u tml. Šī analīze ļaus izvēlēties potenciāli efektīvāko no metodēm un noformulēt apsaimniekošanas darba uzdevumu. Dabas apsaimniekošanas pasākuma darba uzdevums nosaka kvantitatīvos apjomus, kādos pasākumi projekta ietvaros tiks īstenoti.

Ļoti daudzos dabas apsaimniekošanas projektos galvenā kļūda ir tā, ka pasākumus uzsāk īsteno, līdzko ir definēts darba uzdevums un tā izpildei saņemts finansējums vai dažos gadījumos tas notiek pat nedefinējot precīzu mērķi vai kvantitatīvi neraksturojot vēlamu (sasniedzamo) stāvokli. Vienlaikus ar praktisko apsaimniekošanas pasākumu plānošanu ir jāplāno arī kontroles mehānismi – kā tiks novērtēts tas, vai šo darbu rezultātā iepriekš definētais vēlamais stāvoklis (mērķis) ir sasniegts un, ja ne, tad kādēļ. Ar to netiek saprasta kontrole, vai paredzētie darbi īstenoti paredzētajā apjomā. Šeit domāts apsaimniekošanas pasākumu efektivitātes monitoringa – mērķa objektus (sugas vai biotopus) raksturojošo rādītāju vai indikatoru izmaiņu kontrole, lai sekotu līdz tam, vai izmaiņas notiek paredzētajā virzienā un vai, pasākumus plānojot, definētais vēlamais stāvoklis ir sasniegts plānotajā laika periodā.

Plānojot apsaimniekošanas pasākumu efektivitātes monitoringu, jāizvēlas nozīmīgi indikatori, kuru izmaiņas raksturotu prognozētās pārmaiņas. Starp indikatoriem var būt ne tikai mērķa sugas, bet arī atbilstošas indikatorsugas, kas precīzāk raksturo noteiktu procesu darbību. Šajā stadijā ir jāizvēlas, par kurām sugām vai taksoniem dati tiks vākti, vai populācijas lielums (skaits) būs vienīgais tās raksturojošais parametrs vai nepieciešami vēl citi, kādi abiotiskie faktori tiks kontrolēti. Jāatceras, ka pilnīgi visus faktorus kontrolēt nav reāli, tam nepietiks ne speciālistu, ne līdzekļu, tādēļ jāspēj izvēlēties tiešām būtiskākie. Vienlaikus

nedrīkst nonākt pretējā galējībā, kad arī daļa būtiskāko faktoru netiek kontrolēta, tādējādi neļaujot izdarīt secinājumus par notikušo izmaiņu patiesajiem iemesliem. Monitoringu plānojot, svarīgi ir pievērst uzmanību tā reprezentativitātei, no kā izriet datu ievākšanas vietu plānojuma (*sampling design*) stratēģija un datu ievākšanas metodika (Sutherland 2006).

Apsaimniekošanas pasākumu efektivitātes monitoringa ir jāuzsāk pirms tiek uzsākta pašu apsaimniekošanas pasākumu īstenošana. Tā neievērošana arī ir viena no raksturīgākajām kļūdām, ko dažkārt pieļauj dabas apsaimniekotāji. Dažādu biotisku un abiotisku faktoru ietekmē sugu populācijas starp gadiem var svārstīties diezgan plašā amplitūdā. Ir svarīgi zināt šo amplitūdu, lai varētu korekti interpretēt monitoringa indikatoru izmaiņas pēc apsaimniekošanas pasākumu veikšanas. Tas nozīmē, ka optimālā gadījumā fona situācijas noskaidrošanai monitoringa datu ievākšana būtu jāuzsāk jau vairākas sezonas pirms pasākumu īstenošanas.

Līdzīgi, nepietiek tikai ar datu ievākšanu vietās, kur tiek īstenoti apsaimniekošanas pasākumi. Pēc tādas pašas metodikas dati ir jāvērtē arī t.s. kontroles teritorijās, kur apsaimniekošanas pasākumi īstenoti netiek. Tas ļaus izvairīties no situācijām, kad īstenoto apsaimniekošanas pasākumu efektivitāte tiek novērtēta kļūdaini. Piemēram, mērķsugas populācijas pieaugums pasākumu īstenošanas vietās pats par sevi vēl nepierāda veikto pasākumu pozitīvo ietekmi. Sugas populācija var pieaugt citu faktoru ietekmē – labvēlīgi klimatiskie apstākļi attiecīgajā sezonā vai augstāka izdzīvotība iepriekšējā ziemā, citu ar lokālajiem apstākļiem nesaistītu faktoru darbība. Lai novērtētu apsaimniekošanas pasākumu lomu notikušajās izmaiņās, tiek izmantoti dati no kontroles teritorijām. Ja izmaiņu tendences tajos būtiski neatšķiras no tām, kas konstatētas pasākumu īstenošanas vietās, arī pasākumu ietekme nav bijusi būtiska. Un pretēji, ja tendences atšķiras, ir pamats uzskatīt, ka šīs atšķirības ir saistītas ar veiktajiem pasākumiem. Situācijās, kad attiecīgās sugas populācijas reprezentatīvs monitoringa notiek jau valsts līmenī, bez kontroles teritorijām var iztikt – indikatora izmaiņas projekta teritorijā tiek salīdzinātas ar šī paša indikatora izmaiņām valstī.

Apsaimniekošanas pasākumu efektivitātes monitoringa jāveic gan apsaimniekošanas laikā, gan arī noteiktu periodu pēc tam. Jāņem vērā, ka ļoti bieži ir vērojamas laika nobīdes sugu populāciju atbildes reakcijā uz īstenotajiem pasākumiem. Šo nobīžu ilgums var variēt starp dažādām sugām vai taksoniem, atkarībā no to mūža ilguma, dzīves cikla vai citām to bioloģijas vai ekoloģijas īpatnībām. Tas nozīmē monitoringa turpināšanu arī pēc apsaimniekošanas projekta beigām. Šī ir vēl viena no tipiskajām problēmām dabas apsaimniekošanā Latvijā – daudzos no projektiem, apsaimniekošanas pasākumu efektivitātes monitoringa tiek pārtraukts

līdz ar projekta beigām, jo līdz ar to beidzas arī finansējums monitoringam. Rezultātā projektā iegūtā apsaimniekošanas pieredze netiek līdz galam izvērtēta, labākajā gadījumā izvērtēts tiek tikai īstermiņa efekts. Daži projekti to mēģinājuši risināt, mēģinot panākt projekta teritorijas iekļaušanu valsts vides monitoringa programmā kā vienu no bioloģiskās daudzveidības monitoringa stacijām. Tomēr arī šāda pieeja ir aplama.

Latvijas vides monitoringa programmas bioloģiskās daudzveidības daļa paredz valsts līmeņa monitoringus, t.i. tādus, kas ir reprezentatīvi valstij kopumā (fona un speciālais monitorings) vai Natura 2000 teritoriju tīklam (Natura 2000 monitorings). Tie neparedz dažādas lokālas *ad-hoc* vajadzības, kādas pēc savas būtības ir apsaimniekošanas efektivitātes pasākumu monitoringi. Pēdējos nevar iekļaut fona vai speciālajā monitoringā gan tādēļ, ka tas pārkaotu definētos monitoringa staciju izvēles principus, kas rezultātā neļautu attiecīgo monitoringu vairs uzskatīt par reprezentatīvu, gan arī tādēļ, ka apsaimniekošanas pasākumu monitoringā parasti tiek izmantota cita metodika un indikatori, kas pieskaņota apsaimniekošanas pasākumu mērķim. Arī Natura 2000 monitoringā tos nav iespējams iekļaut, jo visās šajās teritorijās monitorings tiek veikts pēc vienotas metodikas, kura ir būtiski atšķirīga no apsaimniekošanas monitoringos izmantotajām gan datu ievākšanas intervāla (1 līdz 3 reizes 6 gadu periodā), gan izmantoto monitoringa indikatoru dēļ. Citiem vārdiem sakot, Natura 2000, fona vai speciālo monitoringu īstenošana vietās, kur veikti apsaimniekošanas pasākumi, nedos atbildi uz jautājumu par specifisko apsaimniekošanas mērķu sasniegšanu, turklāt graus šo programmu reprezentativitāti. Tādēļ ir nepieciešams valsts līmenī atrast risinājumu šādu *ad-hoc* tipa monitoringu vajadzību finansējuma nodrošināšanai, lai apsaimniekošanas pasākumu efektivitātes monitoringu varētu turpināt līdz mērķu sasniegšanu vai nesasniegšanu iespējams novērtēt, izanalizēt pieredzi un nodot to tālāk. Tā kā Latvijā tiek īstenoti ļoti dažādi sugu vai biotopu apsaimniekošanas pasākumi un to efektivitātes novērtēšanai nepieciešami monitoringi ar ļoti daudzveidīgu, specifisku metodiku, kas pat starp līdzīgiem apsaimniekošanas pasākumiem var būtiski atšķirties, turklāt pasākumu īstenošanas laikus un līdz ar to arī tiem piesaistīto monitoringu īstenošanas periodus nav iespējams ilgtermiņā prognozēt, nav reāli izveidot vienotu „apsaimniekošanas pasākumu efektivitātes monitoringa programmu”. Tādēļ visracionālāk būtu paredzēt šīm vajadzībām finansējumu, uz kuru varētu pretendēt, balstoties uz projekta pieteikumiem, kuros izklāstīts apsaimniekošanas projektā paveiktais, t.sk. īstenošana monitoringa apjoms, kā arī nepieciešamais šī monitoringa turpināšanas periods. Pieteikumam jāparedz arī monitoringa rezultātu apkopošana, apsaimniekošanas pieredzes izvērtēšana un manuskripta

sagatavošana publicēšanai. Šādā veidā tiktu nodrošināta pieredzes tālāka nodošana.

Kā minēts iepriekš, svarīgi ir nodot ne tikai pozitīvo, bet arī negatīvo pieredzi. Tas nozīmē, ka līdzvērtīgi analizētai jābūt arī tai informācijai, kas iegūta apsaimniekošanas projektos, kuru īstenošanās darbības nav rezultējušās mērķsugu populāciju pieaugumā vai uzlabotā biotopu struktūrā vai funkcijās. Īpaši svarīgi ir analizēt iemeslus, kādēļ sākotnēji uzstādītais mērķis nav sasniegts: vai nepamatots ir bijis sākotnējais uzstādījums, pieņēmumi par mērķsugas skaitu limitējošajiem faktoriem, izvēlēta metode vai tās pielietojums. Iespējamās situācijas, kur tiek secināts, ka kļūdaina ir bijusi indikatoru izvēle pasākumu efektivitātes monitoringā, kas nav ļāvusi notikušās izmaiņas adekvāti aprakstīt un novērtēt. Atbildes uz visiem šiem jautājumiem ir pat svarīgākas nekā tāda projekta rezultātu publicēšana, kurā plānotie mērķi sasniegti, izmantojot jau iepriekš aprobētas metodes. Tās ļaus labāk sagatavoties, plānojot projektus nākotnē, un izvairīties no līdzīgu kļūdu atkārtošanās.

Šis rakstu krājums tiek izdots kā viens no LIFE-Daba projekta Nr. LIFE04NAT/LV/000198 „Palienu pļavu atjaunošana Eiropas Savienības sugām un biotopiem” pasākumiem. Tā mērķis ir apkopot pēdējos gados Latvijā īstētajos dabas apsaimniekošanas projektos iegūto pieredzi. Krājuma galvenais fokuss ir vērsts uz pļavu apsaimniekošanu – no krājuma 12 rakstiem divas trešdaļas (8 raksti) ir saistīti tieši ar šo tēmu. Pļavu atjaunošana vai to apsaimniekošanas atsākšana ir bijusi gandrīz visu Latvijā īstēto LIFE daba projektu uzdevumu sarakstā. Krājumu ievada divi raksti, kas uz pļavu apsaimniekošanu raugās plašāk – mūsu kaimiņvalstu pieredzes apkopojums, analizējot izmantotās metodes, praktiskos risinājumus un sasniegtos rezultātus visos tajos boreālā reģiona valstīs (Igaunijā, Somijā un Zviedrijā) īstētajos LIFE projektos, kuros pļavu apsaimniekošanai bijusi nozīmīgākā loma (Gazenbeek, šajā krājumā), un dažāda tipa zālāju apsaimniekošanas metožu analīzi, sākot ar terminoloģiskiem aspektiem un beidzot ar ietekmi uz dažādām pļavu sugu sabiedrībām (Rūsija, šajā krājumā).

Pārējie pļavu apsaimniekošanai veltītie krājuma raksti katrs analizē vienā atsevišķā projektā gūto pieredzi. Divos no Latvijā īstētajiem LIFE Daba projektiem – Ķemeru nacionālajā parkā un Lubāna mitrējā – nozīmīgs pasākums bijis dabiskā hidroloģiskā režīma atjaunošana. Pirmajā gadījumā no jauna izlikumota Slampes upe (Ķuze u.c., šajā krājumā), bet otrajā – bloķēti meliorācijas grāvji, tā samazinot nosusināšanas kaitīgo ietekmi (Bergmanis, šajā krājumā). Abu projektu veikto pasākumu rezultātā atjaunots funkcionējošs palienes režīms upei piegulošajās platībās. A. Mednis savā rakstā seko līdzī pļavu putnu populāciju izmaiņām pēc pļavu atjaunošanas Engures

ežera dabas parkā, bet S. Rūsiņa – veģetācijas izmaiņām Ziemeļgaujas ielejas pļavās. D. Ozols apraksta savu pieredzi dabiskās noganīšanas organizēšanā Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā.

Pļavu atjaunošana ir bezjēdzīga, ja netiek organizēta to turpmāka apsaimniekošana. Bioloģiski vērtīgie zālāji Latvijā var pretendēt uz Lauku attīstības programmā paredzētu finansējumu to uzturēšanai pasākuma „Agrovide” apspējasākuma „Bioloģiskās daudzveidības uzturēšana zālajos” ietvaros. Tomēr šis maksājums aizvadītajos gados ir bijis dažādu manipulāciju objekts no atbildīgās (Zemkopības) ministrijas puses, gan neargumentēti mainot maksājuma apjomu, gan sašaurinot atbalsta saņēmēju loku (daļa bioloģiski vērtīgo zālāju nav starp atbalsttiesīgajām platībām), gan mainot nosacījumus tā un citu saistīto (piemēram, mazāk labvēlīgo apvidu) maksājumu saņemšanai, gan 2007. gadā liedot iespēju no jauna pieteikties uz šo maksājumu. Tajā pašā laikā, būdami ES Biotopu direktīvas (92/43/EEC) I pielikuma biotopi un ES Putnu direktīvas (79/409/EEC) I pielikuma sugu dzīvotnes, šie zālāji vienlaikus ir valsts starptautisko saistību objekti, kuriem valsts apņēmusies nodrošināt „labvēlīgu aizsardzības statusu”. V. Lārmanis savā rakstā analizē šī statusa nodrošināšanas iespējas saistībā ar Latvijas Lauku attīstības programmu.

Krājuma pēdējie četri raksti veltīti ar pļavām ne-saistītu biotopu atjaunošanai vai apsaimniekošanai. L. Salmiņa analizē pirmos rezultātus mežu un slapju virsāju ar grīņu sārteni eksperimentālā apsaimniekošanā, bet P. Evarts – Bunders – krūmu čužas apsaimniekošanā. A. Urtāns apraksta upju biotopu atjaunošanas pasākumus Salacā un Jaunupē, bet J. Vīksne ar kolēģiem – medību saimniecību un ūdensputnu resursu izmantošanu seklajā piejūras ezerā Kaņierī.

Bez šiem projektiem, kuru rezultāti atspoguļoti krājumā iekļautajos rakstos, Latvijā pēdējos gados īstenoti vai turpinās vēl vairāki lieli un daudzi mazāki dabas apsaimniekošanas projekti. Arī tajos gūtās atziņas būtu jāpublicē, līdzko to datu analīze būs pabeigta. Tādēļ sešu gadu periods, kas šķir šo krājumu no iepriekšējā,

ir pārāk ilgs. Tas ir ievērojami garāks pat nekā t.s. „lielo projektu” dzīves cikls. Šādiem krājumiem būtu jāiznāk biežāk – ik pa 2 gadiem. Tas nodrošinātu operatīvāku informācijas apriti un topošo dabas apsaimniekošanas projektu labāku sagatavotību. Veicināma būtu arī uzdrošināšanās oponent iepriekšējos rakstos izteiktajiem viedokļiem un diskusijas uzturēšana par dabas apsaimniekošanā „karstiem” jautājumiem. Tādēļ nobeigumā gribu dabas apsaimniekotājus aicināt neatlikt projektos gūto datu apstrādi un pieredzes apkopošanu uz vēlāku laiku, bet darīt to pēc iespējas drīzāk. Arī tas paātrinās nākošā šāda krājuma tapšanu.

Literatūra

- Bergmanis U. 2008. Klānu pļavu hidroloģijas un veģetācijas atjaunošanas pieredze Lubāna mitrājā. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 73–80.
- Gazenbeek A. 2008. Boreālo zālāju atjaunošana un regulārā apsaimniekošana: LIFE- Daba projektu pieredze. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 9–28.
- Ķuze J., Liepa A., Urtāne L., Zēns Z. 2008. Palienes režīma atjaunošana Slampes upes lejtecē. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 45–55.
- Opermanis O. (red.) 2002. Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 90 lpp.
- Rūsiņa S. 2008. Dabisko zālāju apsaimniekošana dabas daudzveidībai. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 29–43.
- Sutherland W.J. (ed.) 2006. Ecological Census Techniques: a Handbook. Second Edition. Cambridge University Press, 432 pp.
- Sutherland W.J., Hill D.A. (eds.) 1995. Managing Habitats for Conservation. Cambridge University Press, 399 pp.
- Van Andel J., Aronson J. 2006. Restoration Ecology: The New Frontier. Blackwell Publishing, 319 pp.

Boreālo zālāju atjaunošana un regulārā apsaimniekošana: LIFE- Daba projektu pieredze

Anton Gazenbeek,
Consultant Land Use, Biodiversity and Heritage,
Wielewaallaan 40, 3010 Kessel-Lo, Belgium;
anton.gazenbeek@skynet.be

Kopsavilkums

Šajā rakstā analizēti 34 LIFE Daba projekti Zviedrijā, Somijā un Igaunijā, kuru mērķis ir Biotopu Direktīvas I pielikuma zālāju (1630, 6110, 6210, 6270, 6280, 6410, 6450, 6510, 6530, 7210, 7230, 9070) apsaimniekošana. Aplūkoti zālājus apdraudošie faktori un projektu īstenošanas pasākumi šo draudu likvidēšanai. Problēmas sakne ir tā, ka galveno ekoloģisko problēmu – dabisko sukcesiju – nosaka sociāli ekonomiskie procesi (izmaiņas apsaimniekošanā, lauku zemju pamešana). Tā līdz 1990-tajiem gadiem bija uzkrājušās nozīmīgas aizaugušu bijušo zālāju platības. Analizētie 34 projekti ir veikuši biotopu atjaunošanu, uzsākuši pļaušanu, ganīšanu vai galotņošanu lielās platībās, bet kāda ir to ilgspējība ilgtermiņā? Zālāju saglabāšanai nepieciešamā apsaimniekošana nav ekonomiski pievilcīga (pretējā gadījumā zeme netiktu pamesta), tādēļ projekti ir investējuši ganāmpulku un apsaimniekošanas tehnikas iegādē, lai vilinātu zemniekus atgriezties. Galvenais risks ir pļaušanas un ganīšanas atkarība no agrovīdes subsīdijām.

Rakstā analizētas dažādās aizaugušu zālāju vai zālāju ar nelabvēlīgu hidroloģiju atjaunošanas metodes, lai mazinātu atvašu augšanu pēc atjaunošanas un pēc tam atjaunoto zālāju uzturētu. Novērtēta iegūtā pieredze un atzīmētas arī neparastākas metodes (piemēram, smagiem apstākļiem paredzēta tehnika, dedzināšana, glikofosfātu lietošana). Salīdzināts dažādo metožu lietošanas biežums un analizēti tā iemesli, kā arī analizēti biotopu atjaunošanas darbos izmantotie cilvēkresursi (amplitūdā no vietējiem līgumstrādniekiem, tā demonstrējot dabas aizsardzības pasākumu iespējas uzlabot nodarbinātību laukos, un brīvprātīgo iesaistīšanas līdz darbu veikšanai tikai ar aizsargājamo teritoriju štata darbinieku spēkiem). Atšķirības starp valstīm rāda, ka labāko praktisko risinājumu nosaka vietējais sociālais konteksts. Līdzīgi, vērojamas interesantas atšķirības starp projektiem, kas balstās uz zemes iegādi un projektiem, kuros pļavu atjaunošanā un apsaimniekošanā tiek iesaistīti zemes īpašnieki un lietotāji. Rakstā iztirzātas arī metodes un indikatori, kas izmantoti projektos apsaimniekošanas pasākumu efektivitātes monitoringā.

Atslēgas vārdi: zālāji, parkveida pļavas, meža ganības, alvāri, siena pļavas, mitrie zālāji, palieņu pļavas, piekrastes pļavas, sausās pļavas, Jūrmalas pļavas, boreālais biogeogrāfiskais reģions, putnu dzīvotnes, migrējošie putni, Natura 2000, Biotopu Direktīva, Putnu Direktīva, biotopu atjaunošana, biotopu apsaimniekošana, regulārā apsaimniekošana, noganīšana, pļaušana, dedzināšana, galotņošana, dabiskā sukcesija, monitorings, ekoloģiskie indikatori, zemju pamešana, tradicionālā zemes apsaimniekošana, ekstensīva saimniekošana, Lauku attīstības programma, savstarpējā atbilstība, agrovīde, Kopējās Lauku politikas reforma, ieinteresēto pušu iesaistīšana, partnerība

1. Ievads

Projekta “Latvijas palieņu pļavu atjaunošana ES prioritāro sugu un biotopu saglabāšanai” (LIFE04NAT/LV/0198) ietvaros Latvijas Dabas fonds veica aizaugušo zālāju atjaunošanu un uzsāka regulāru apsaimniekošanu, tai piesaistot agro-vides atbalsta maksājumus vairāk nekā 16 dažādās Latvijas palieņu pļavās, kas visas iekļautas Natura 2000 tīklā.

Šī LIFE-Daba projekta ietvaros Latvijas Dabas fonds sagatavoja rokasgrāmatu par zālāju apsaimniekošanas labākajiem piemēriem Latvijā. Šajā rokasgrāmatā paralēli aplūktas arī citos boreālā biogeogrāfiskā reģiona LIFE-Daba projektos izmantotās apsaimniekošanas metodes. Salīdzinot izmantotās pieejas, noskaid-

rojās kopējās tendences, izkristalizējās vēl apgūstamās lietas un jaunas idejas.

Šajā rakstā ir atrodami Zviedrijas, Somijas un Igaunijas LIFE-Daba projektu pārskati, kuru sagatavošanā izmantota informācija no LIFE datubāzes, projektu mājaslapām un citiem avotiem. Viens no svarīgākajiem šīs analīzes pielietojumiem bija identificēt tos projektus, ar ko Latvijas pļavu apsaimniekotāji varētu dibināt kontaktus pieredzes apmaiņai.

Pirmais pārsteigums bija saturiski atbilstošo projektu skaits. Zviedrija un Somija parasti asociējas ar mežiem un t.s. āpa tipa purviem (*aapa mires*), tomēr šajās valstīs kopā tika identificēti 34 projekti, kuros zālāji ieņēma vai nu centrālo vietu, vai arī bija vieni no svarīgākajiem projekta biotopiem. Šāds projektu

skaitis saglabājās pat pēc tam, kad tika atsijāti visi kalnu pļavu un alpīno zālāju projekti (piemēram, Zviedrijas kalnos).

Trīsdesmit četros apskatītajos projektos ietverti šādi zālāju tipi: Jūrmalas pļavas (Natura 2000 kods 1630), lakstaugu pioniersabiedrības kaļķainās augsnēs (kods 6110), sausas pļavas kaļķainās augsnēs (kods 6210), sugām bagātas atmatu pļavas (kods 6270), Skandināvijas alvāri (kods 6280), molīnijas pļavas (kods 6410), upju palieņu pļavas (kods 6450), mēreni mitras pļavas (kods 6510), kaļķaini zāļu purvi ar dižo aslapi un ar rūsgano melnceri (kods 7210 un 7230), parkveida pļavas un ganības (kodi 6530, 9070).

Papildus tika apskatīti arī zālāji, kas nav iekļauti Biotopu direktīvas I pielikumā, tomēr ir nozīmīgas barošanās, atpūtas vai ligzdošanas vietas Putnu direktīvas I pielikuma sugām (bridējputniem, zosīm, griezēm u.c.).

Analizējot projektus, galvenais uzsvars bija uz šādām tēmām:

- projektos aptvertās zālāju problēmas un to cēloņi;
- aizaugušo zālāju atjaunošana: metodes, izmantotais aprīkojums un piesaistītie cilvēku resursi;
- hidroloģisko režīmu atjaunošana zālāju uzturēšanai;
- zālāju apsaimniekošana pēc to atjaunošanas (īpaši ilgtermiņā): regulārās apsaimniekošanas metodes, izmantotās iekārtas un resursi, agro-vides maksājumu loma;
- zinātniskais monitorings atjaunošanas un apsaimniekošanas aktivitāšu efektivitātes novērtēšanai.

Šajā izpētē netika apskatītas aktivitātes, kas saistītas ar tūrismu un apmeklētāju plūsmas kontroli. Tas nozīmē, ka vairāki Lapzemē esošie LIFE-Daba projekti, kas darbojas ar tūrisma ietekmes uz jutīgajiem biotopiem mazināšanu vai novēršanu, netika iekļauti šajā dokumentā.

No 34 projektiem iegūtā informācija ir sagrupēta apakšnodaļās, kuru nosaukumi atbilst augstāk uzskaitītajiem jautājumiem. Lai izvairītos no pārāk lielas atkārtotības, informācija rakstā nav grupēta pa zālāju tiptiem, kam problēmas un aizsardzības aktivitātes mēdz būt vienādas. Konstatētās atšķirības ir norādītas tekstā.

2. Analizēto projektu pārskats

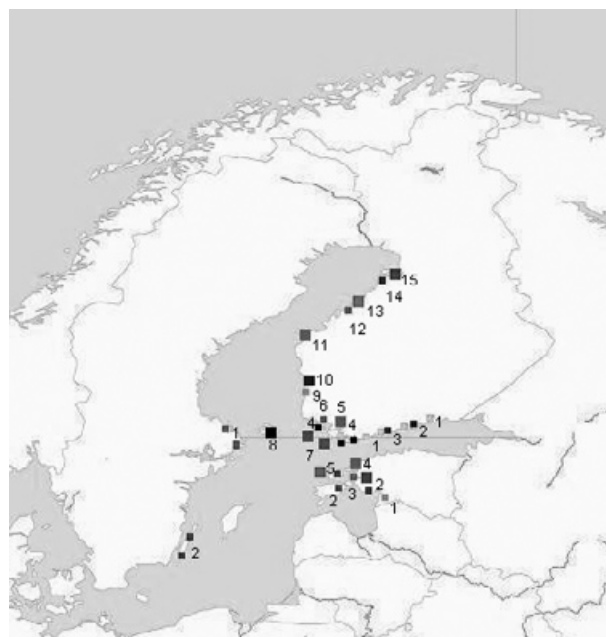
Laikā no 1995. gada līdz šodienai ES boreālajā reģionā ārpus Latvijas ir notikuši 34 LIFE-Daba projekti, kuros veikta lielu zālāju teritoriju (izņemot kalnu pļavu) atjaunošana un uzsākta regulāra apsaimniekošana. Projektu saraksts ir iekļauts šī raksta pielikumā.

Raksta tekstā, runājot par projektu, atsauce tiek likta uz to atrašanās vietu (piemēram, Ūland, Turku piekraste, Yyteri, Rāpina u.c.)

3. Biotopu tipi un projektu areāls

Projektos dominē daži biotopu tipi, kas veido interesantu to ģeogrāfiskās izplatības areālu:

Jūrmalas pļavas (Natura 2000 kods 1630) iekļautas visvairāk projektos (21 no 34) un to atrašanās vietas veido savdabīgu ziemeļu-dienvidu asi Igaunijā un Somijā, sākot no Rīgas jūras līča, iekļaujot Saaremaa un Hiiiumaa salas un Igaunijas ziemeļrietumu krastu. Tad gar Somu jūras līci no Porvoo gar Helsinkiem, Turku, Pori un tālāk gar Botnijas līča austrumu krastu uz Oulu. Minētie zālāji atrodas arī rietumu asī no Turku uz Zviedriju pāri centrālās Baltijas salām



1. attēls. Piekrastes zālāju projektu novietojums. (Skatīt 1. krāsaino attēlu pielikumā)

Figure 1. Location of Boreal Baltic coastal grassland projects. (See colour plate 1)

IGAUNIJA (sīkāka informācija par projektiem dota pielikumā)/ ESTONIA (for more detailed project info, refer to the list in Annex):

1 = Rannametsa-Soometsa; 2 = Rietumigaunija; 3 = Anser rietumu migrācijas ceļš; 4 = Silma; 5 = Kõpu

ZVIEDRIJA/SWEDEN

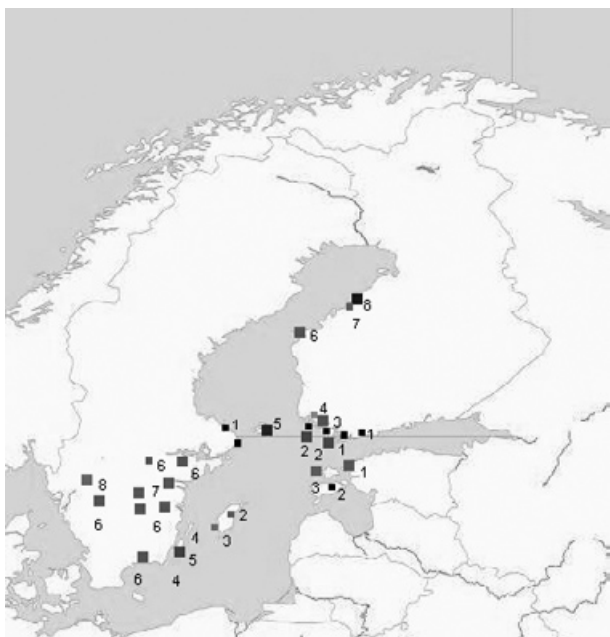
1 = Zviedrijas pļavas; 2 = Ūland zālāji

SOMIJA/FINLAND

1 = Lintulahdet LIFE; 2 = Porvoonjoki; 3 = Viikki; 4 = Somijas pļavas; 5 = Turku piekraste; 6 = Turku mitrāji; 7 = Dienvidrietumu arhipelāgs; 8 = Aland; 9 = Kokemaenjoki; 10 = Yyteri; 11 = Kvarken; 12 = Vattaja; 13 = Rahja; 14 = Anser Somija; 15 = Liminganlahti

Piezīme. Minēto projektu kopējais skaits pārsniedz 21, jo pārrobežu projekti tika attiecīgi sadalīti Zviedrijas un Somijas komponentēs.

N.B. total number of projects exceeds 21 as the transnational Meadows project has been split between its Swedish and Finnish components



2. attēls. Sauso zālāju un parkveida zālāju projektu atrašanās vietas. (Skatīt 2. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 2. Location of boreal dry grassland – wooded grassland projects. (See colour plate 2)

IGAUNĪJA (sīkāka informācija par projektiem dota pielikumā)/ESTONIA (for more detailed project info, refer to the list in Annex):

1 = Silma; 2 = Igaunijas pļavas; 3 = Kõpu

ZVIEDRIJA/SWEDEN

1 = Zviedrijas pļavas; 2 = Hejnum Kallgate;
3 = Stora Karls; 4 = Öland zālāji; 5 = Stora Alvaret; 6 = Osmoderma; 7 = Ostergotland; 8 = Kinnekulle

SOMIJA/FINLAND

1 = Somijas pļavas; 2 = Dienvidrietumu arhipelāgs
3 = Turku piekraste; 4 = Turku mitrāji; 5 = Aland
6 = Kvarken; 7 = Vattaja; 8 = Rahja

Piezīme. Minēto projektu kopējais skaits pārsniedz 17, jo pārrobežu Pļavu projekti tika sadalīti Igaunijas, Zviedrijas un Somijas komponentēs.

N.B. total number of projects exceeds 21 as the transnational Meadows project has been split between its Swedish and Finnish components

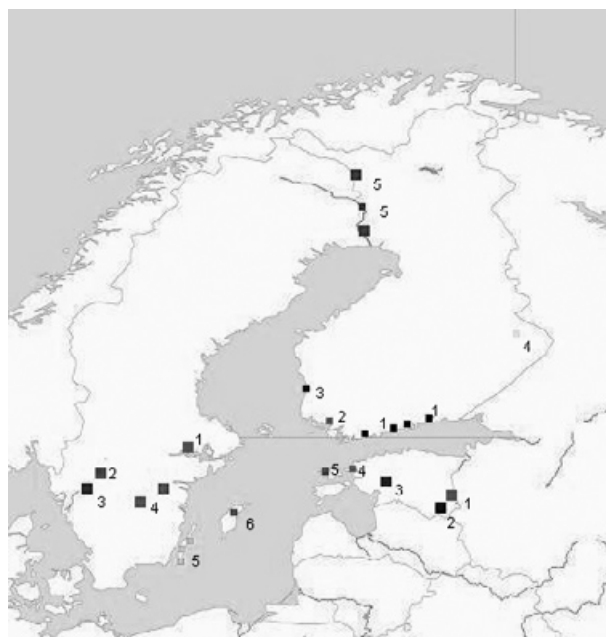
(Dienvidrietumu arhipelāgam, Aland, Öland). Dažas no šīm piekrastes pļavu teritorijām sākotnēji bija iekļautas vienā LIFE projektā, bet dažus gadus vēlāk jau nākošajā projektā, kas turpināja pirmā aktivitātes.

Otra lielākā grupa ir **sausie zālāji**: lakstaugu pioniersabiedrības kaļķainās augsnēs (kods 6110), sausas pļavas kaļķainās augsnēs (6210), sugām bagātas atmatu pļavas (6270) un alvāri (6280). Šīs veido austrumu-rietumu asi projektiem, kas atrodas Baltijas jūras reģiona centrālajā daļā (Turku-Hanko reģions, Dienvidrietumu arhipelāgs, Aland, Öland, Gotlande). Austrumu spārnā ir teritorija līdz Hiiumaa un Igaunijas piekrastes ziemeļrietumu daļai, bet rietumu spārnā – Zviedrijas dienvidi (Kinnekulle un Ostergotland projekti). Savukārt

ziemeļu virzienā projekti gar Zviedrijas Uppland piekrasti no Kvarken arhipelāga līdz Botnijas līča ziemeļaustrumiem (Kokkola un Kalajoki). Kopumā sausās pļavas ietvēra 17 no 34 projektiem. To izplatība, protams, ir cieši saistīta ar tur esošo ģeoloģisko veidojumu – kaļķaino dolomīta iezi.

Vienpadsmit projekti, kuros centrālo vietu ieņem tipiskie Skandināvijas biotopi – parkveida pļavas 6530 un parkveida ganības 9070, arī atrodas tajā pašā austrumu-rietumu izplatības areālā un tā tuvumā. Šie projekti ir iekļauti tajos 17, kas jau iepriekš aprakstīti.

Trešā zālāju grupa ir daudzveidīgāka un to aptuveni var nodēvēt par **mitrajām un slapjajām zālājām, kas neatrodas piekrastē**: parasti nediferencēti mitrie zālāji (nozīmīgi kā dzīvotnes I pielikuma putnu sugām), kā arī diezgan bieži sastopamās molnijas pļavas (6410), kaļķainie zāļu purvi ar dižo aslapi un ar rūsgano melnceri (7210 un 7230). Dažos projektos galvenais uzsvars likts uz upju palieņu pļavām (6450) vai mēreni mitrām pļavām (6510). Šajā grupā ir 16 projekti,



3. attēls. Boreālo slapjo un mitro zālāju projektu atrašanās vietas (nosaukumus skatīt pielikumā) (Skatīt 3. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 3. Location of boreal wet-humid grassland projects (See colour plate 3)

IGAUNĪJA (sīkāka informācija par projektiem dota pielikumā)/ESTONIA (for more detailed project info, refer to the list in Annex):

1 = Rāpina; 2 = Karula; 3 = Soomaa; 4 = Silma; 5 = Kõpu

ZVIEDRIJA/SWEDEN

1 = Asköviken-Tidö; 2 = Östen ezers; 3 = Kinnekulle;
4 = Ostergotland; 5 = Öland zālāji; 6 = Hejnum Kallgate

SOMIJA/FINLAND

1 = Lintulahdet LIFE; 2 = Turku mitrāji; 3 = Kokemaenjoki
4 = Koli; 5 = Tornio-Inari

kas galvenokārt atrodami Igaunijas vidienē (Soomaa, Rāpina un Karula projekti), centrālās Zviedrijas dienvidu daļas vidienē (Askviken-Tido, Östen ezera, Kinnekulle un Ostergotland projekti), kā arī piegulošajā Gotlandē un Ōland salā. Papildus diviem izolētiem Somijas vidienes projektiem (Tornio-Inari projekts, kas atrodas tālu ziemeļos uz robežas ar Zviedriju, un Koli projekts Karēlijā), vairāki LIFE projekti gar dienvidu piekrasti no Pori gar Turku līdz Helsinkiem arī strādā ar šiem zālāju tipiēm. Savukārt divi projekti Igaunijas ziemeļrietumos (Köpu un Silma) aptver zāļu purvus. Šo projektu kontekstā iespējams novilkt austrumu rietumu asi, kas atrodas nedaudz uz dienvidiem no sauso zālāju un parkveida zālāju ass, un tās centrs atrodas Zviedrijas un Igaunijas vidienē.

Dažādie zālāji, kas ietverti 34 apskatītajos projektos, visbiežāk vienlaicīgi kalpoja gan kā atpūtas, barošanās, gan arī ligzdošanas vietas putniem, īpaši to migrācijas laikā. Visbiežāk pieminētie bija bridējputni (*Tringa spp.*, *Calidris alpina*, *Philomachus pugnax*), zosis un griezes (*Crex crex*), tomēr arī *Lanius collurio* un *Aquila pomarina* figurēja ievērojamā skaitā projektu. Trīspadsmit projektos (kas notiek boreālajos piekrastes zālajos, bet jo īpaši mitrajos zālajos), galvenais aktivitāšu mērķis bija putni, nevis zālāji kā biotopi. Tomēr lielākajā daļā projektu putnu aizsardzība bija svarīga papildus aktivitāte. Izņemot Zviedrijas Osmoderma projektu, neviens cits no 34 projektiem neizvirzīja Biotopu direktīvas II pielikuma sugas kā savu galveno aizsardzības mērķi, tomēr vairākos projektos kā specifisks sekundārs aizsardzības mērķis bija II pielikuma augi, tauriņi vai vaboles.

4. Lietas būtība: kā galvenās boreālo zālāju problēmas atspoguļojas projektu stratēģijās

Gadsimtiem ilgi boreālie zālāji uzturēti noganot un pļaujot (kopā ar galotņošanu parkveida ganībās un pļavās), tomēr šīs tradicionālās, vienkāršās apsaimniekošanas metodes sāka izsīkt 1940-os – 50-os gados un turpinājās vēl 1990-os. Dažās Somijas dienvidrietumu piekrastes salās un pussalās noganīšana tika pārtraukta pirms 50 gadiem. Igaunijā padomju lauksaimniecības politikas veicinātā kolektīvizācija paātrināja tradicionālo metožu izsīkumu, bet Somijā un Zviedrijā līdzīgu efektu radīja tirgus ekonomika (zema rentabilitāte, jauniešu aizplūšana no laukiem labāku darbu meklējumos).

Tradicionālajai lauksaimniecībai mainoties, zemes pamazām piedzīvoja dabisko sukcesiju (aizauga ar krūmiem un kokiem). Lielākajā daļā projektu šī tendence minēta kā galvenais dabas aizsardzības drauds, kuru nepieciešams mazināt LIFE projekta ietvaros. Tas iespējams, mudinot teritorijās joprojām esošos zemnie-

kus atsākt pļaušanu un noganīšanu, vai arī veicinot zemnieku atgriešanos reiz pamestajās teritorijās.

Ja pamestās teritorijas bija ievērojami aizaugušas, to atjaunošanai vispirms veica koku un krūmu ciršanu, pameža tīrīšanu, niedru un zāles kušķu pļaušanu. Tikai tad zemnieki tika mudināti atgriezties, lai tālāk apsaimniekotu šīs teritorijas. Visu 34 projektu ietvaros vismaz pāris hektāru zemju tika atjaunoti, bet daudzos tika attīrīti pat simtiem hektāru (skatīt diagrammu). Tomēr lielākajā daļā no 34 projektiem pamestās zemes vēl nebija tik ļoti aizaugušas, lai būtu nepieciešami nopietni atjaunošanas darbi. Proti, pietika ar to, ka zemnieki atgriezās un uzsāka noganīšanu. Tā kā mūsdienu sociāli ekonomiskajā situācijā zālāju noganīšana un pļaušana nav ienesīga, zemniekus ieinteresētību stimulēja ar šādiem paņēmieniem:

- LIFE projekti apmaksāja žogu, vārtu, dzirdinātavu uzstādīšanu un zemniekiem šajā infrastruktūrā nebija jāinvestē savi līdzekļi. Attīrīto teritoriju iežogošana bija viena no visbiežāk pieminētajām aktivitātēm – noganīšanas sagatavošanas darbos investēja 7 Igaunijas, 6 Somijas un 8 Zviedrijas projekti. Zviedrijas projekti investēja arī liellopu dzirdināšanas iekārtu uzstādīšanā, staļļu un nojumju būvniecībā, un dažkārt pat pievadceļu būvniecībā, lai zemnieki dzīvniekus varētu pievest maksimāli tuvu ganībām. Lai nodrošinātu, ka zemnieki patiešām staļļus izmanto, Kinnekulle projekts LIFE finansējumu zemniekiem aizdeva uz 20 gadiem, līgumā iekļaujot prasību, ka finansējums ir jāatdod, ja staļļi netiek lietoti visu paredzēto laiku. Dažos Somijas projektos, kuros ietilpa salas (Dienvidrietumu arhipelāgs, Rahja, Somijas pļavas), tika uzbūvētas īpašas laivas (to izmaksas sākot no 100 000 eiro), ar kuru palīdzību uz salām transportēja dzīvniekus. Rahja projektā salu krastos pat tika izbūvētas laivu piestātnes.
- Dažkārt LIFE finansējumu izmantoja mašīnu un dzīvnieku iegādei. Vispopulārāk tas bija Igaunijā, kur 3 projekti iegādājās dzīvniekus, ko vēlāk uz līguma pamata iznomāja zemniekiem. Pēc 3-5 gadu līguma beigām zemniekiem bija jāatdod sākotnēji nomātie dzīvnieki, bet viņi varēja paturēt šajā laikā dzimušos dzīvniekus. Savukārt atdotos dzīvniekus ar tādiem pašiem nosacījumiem iznomāja jau citiem zemniekiem. Šādu nosacījumu rezultātā strauji pieauga noganīšanai pieejamo lopu skaits. Karula projekts iegādājās arī traktor un citu aprīkojumu, ko iznomāja vietējiem zemniekiem, kam tas vai nu nebija pieejams, vai tie lietoja padomju laiku aprīkojumu. Šāda pieeja mudināja zemniekus pievērsties savu pļavu pļaušanai. Cits Igaunijas projekts iegādājās aprīkojumu, lai izveidotu savu iekārtu fondu turpmākai zālāju apsaimniekošanai.

- LIFE projekti slēdza līgumus ar zemniekiem uz kuru pamata viņi saņēma atalgojumu par zemju pļaušanu un noganīšanu saskaņā ar dabas aizsardzības ekspertu instrukcijām. Šī pieeja bija vairāk izplatīta 1990-os gados, piemēram, Somijas Liminganlahti projektā. Kopš 2001. gada Lauku attīstības regulas ietvaros pieejamie agro-vides maksājumi ievērojami palielināja iespējas algot zemniekus arī no citām ES budžeta sadaļām. Līdz ar to Eiropas Komisija arvien vairāk ierobežoja atalgojuma nodrošināšanu no LIFE līdzekļiem. Savukārt Igaunijas projektos, kas uzsākās pirms 2004. gada, nacionālie agro-vides maksājumi par daļēji dabisko zālāju apsaimniekošanu tika izmantoti kā nacionālais līdzfinansējums ES LIFE līdzekļiem. Komisija akceptēja LIFE apmaksātos pļaušanas un noganīšanas līgumus situācijās, kur bija nepieciešama pamesto zemju sākotnējā apsaimniekošana vai atjaunoto zālāju turpmāka apsaimniekošana (asnu un atvašu apkarošana). Šādus maksājumus atbalstīja līdz brīdim, kad konkrētā teritorija kvalificējās kā lauksaimniecības zeme un apsaimniekošanas atbalstu turpmāk varēja iegūt no agro-vides maksājumiem. Šāda pieeja bija īpaši izteikta Zviedrijā, kur nacionālajā līmenī bija noteikts, ka zālāji un parkveida pļavas ar noteiktu % krūmu un koku seguma nekvalificējas agro-vides atbalstam. Tāpēc 5 Zviedrijas projekti vēl pēc 2001. gada izmantoja LIFE, lai maksātu zemniekiem par noganīšanu, līdz atjaunotās zemes atbilda agro-vides prasībām.
- Teju visi projekti izmantojuši agro-vides maksājumus (nacionālos vai ES), lai nodrošinātu ilgtermiņa apsaimniekošanu un padarītu regulāru noganīšanu un pļaušanu zemniekiem finansiāli pievilcīgu.

Iepriekš aprakstītais liek secināt, ka boreālo zālāju ilgtermiņa apsaimniekošana pēc LIFE projektu noslēguma ir izteikti atkarīga no agro-vides maksājumiem. Tas, protams, ir loģiski – ja pļaušana un noganīšana pašas par sevi būtu ienesīgas, tad zemnieki to darītu līdzīgi kā pirms 1940. gada. Tomēr šai atkarībai ir ievērojams risks, proti, ja agro-vides maksājumi nākotnē samazinās vai tiek atcelti politisku iemeslu dēļ, boreālo zālāju regulāra apsaimniekošana visticamāk tiktu pārtraukta.

Tādēļ ir pārsteidzoši, ka LIFE projektos nav bijuši mēģinājumi atrast alternatīvus stimulus noganīšanai un pļaušanai. Piemēram, veidojot patērētāju interesi un noietu tieši boreālajos zālajos iegūtai produkcijai vai uzsākot noganīšanu ar pussavvaļas zālējumiem, kas izslēdz zemnieku nepieciešamību. Karulas un Rietumigaunijas projekti ir divi izņēmumi. Tajos zemniekiem tika organizētas apmācības par videi draudzīgu produktu marketingu un pārdošanu. Tomēr iespējams, ka līdzīgas aktivitātes veica ar LIFE projektiem nesaistītas puses. Par šādu iespējamību liecina Kinnekulle,

Stora Alvaret un Zviedrijas pļavu projektos iesaistīto zemnieku pieredze savu “zaļi” marķēto liellopu gaļu tirgojot lielveikaliem un restorāniem.

Nemot vērā līdz šim apskatīto boreālo zālāju aizsardzības sociāli ekonomisko kontekstu, apskatīsim to atjaunošanas un regulāras apsaimniekošanas tehnisko pusi.

5. Atjaunošana

Atjaunošanu, kas ietver koku un krūmu izciršanu un niedru pļaušanu pamestajos zālajos, lielākā vai mazākā mērā veica teju visi projekti. Tomēr atjaunoto vai atjaunojamo platību daudzums starp projektiem ievērojami atšķīrās (4. attēls).

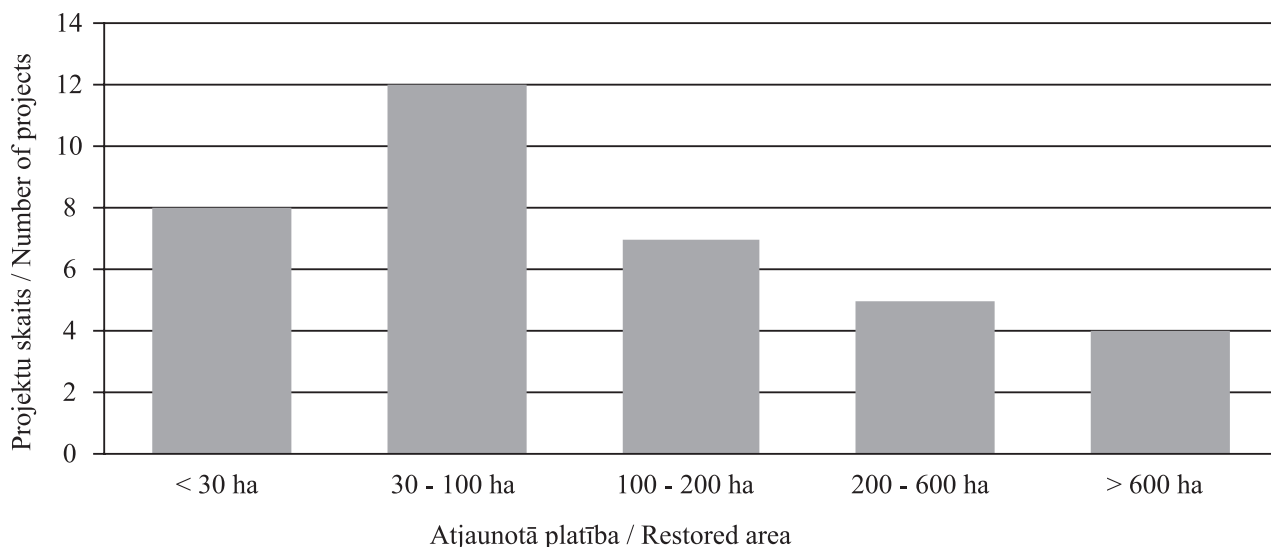
Paralēli dabiskajai zālāju transformācijai, aizaugot ar krūmiem un kokiem, dažās vietās papildus problēmu radīja arī invazīvās koku sugas, kas iesējās no līdzās esošajiem “rezervuāriem”: *Juniperus communis*, *Crataegus spp*, *Potentilla fruticosa*, *Prunus spinosa*, *Prunus mahaleb*, *Acer pseudoplatanus* (pēdējie divi izplatījušies no kādreiz apdzīvotām vietām). Vairākās teritorijās problēmas radījusi aizaugšana ar niedrēm.

Projektos pārsvarā izmantotas tradicionālas atjaunošanas metodes un tikai dažviet ir ieviesti jauninājumiem vai veikti eksperimenti. Izmantotais aprīkojums dažādos projektos neatšķīrās – no motorzāģiem līdz traktoriem ar pļaušanas ierīcēm. Tomēr Dienvidrietumu arhipelāga projektā tika izveidota īpaša ierīce, ar kuru pļaut kadiķus un viegli atbrīvot zemi no celmiem.

Projektiem bija atšķirīgas pieredzes mašīnu un manuālā darbaspēka pielietojuma attiecībā. Liminganlahti projekts izmantoja apakšuzņēmējus ar smago aprīkojumu lielu, ar niedrēm aizaugušu piekrastes zālāju izpļaušanai, tomēr manuāli apļāva vietas ap reti augiem. Zviedrijas pļavu projekts konstatēja, ka profesionāli aprīkotu apakšuzņēmēju izmantošana niedru pļaušanai bija efektīva, bet dārga. Pie tam viņi konstatēja, ka ar niedrēm aizaugušu zālāju intensīva noganīšana darbojas vienlīdz labi. Hejnum Kallgate projekts, kurā atjauno jutīgas mālaines augsnes zāļu purvus, neizmantoja mehanizāciju, bet gan tos attīrīja ar rokām. Lai aizsargātu putnus, arī Yyteri projektā visu atjaunošanu veica ar rokām, tomēr tā izrādījās laikietilpīga un izmaksas uz hektāru bija augstas.

Vismaz trīs projekti ziņoja par grūtībām, strādājot ļoti slapjos zālajos, kas palēnināja darbu gaitu Ūsten ezera projektā (tur izmantoja traktoru ar piepūšamajiem riteņiem). Asköviken-Tidö projekts Zviedrijā, sadarbībā ar inženieriem un apsaimniekotājiem, veido mašīnu, kas būs piemērota ļoti slapjo zālāju atjaunošanai.

Stora Karlsö projekts saskārās ar tehniskām problēmām, attīrot ļoti biezu koku apaugumu alvāros uz



4. attēls. **Atjaunošanas apjoms (sasniegtais vai projektos, kas vēl nav noslēgušies, plānotais).**

Piezīme. Tā kā Pļavu projekts ir sadalīts nacionālajos apakšprojektos, tad kopējais skaits ir 36. Katra stabiņa projektu nosaukumi pieejami paskaidrojumā lapas apakšā¹

Figure 4. Scale of restoration (achieved or, for projects not yet finished, foreseen)

N.B. Because the Meadows project has been split into its three national subprojects, the total comes to 36. The names of the projects in each column are given in the footnote below

plānas augsnes. Tā kā pamatiezis atradās ļoti tuvu augsnes virskārtai, bieži nācās mainīt zāģu asmeņus. Daļa veģetācijas bija jānodedzina, izmantojot “liesmu metējus”, ko izgatavoja no pārnēsājamajiem LPG baloniem.

Izcirstie koki, īpaši lielākie baļķi, dažkārt tika izvesti no teritorijas vai arī sadedzināti uz vietas (vismaz 6 projekti īpaši Igaunijā), kā arī sašķeldoti un izkaisīti satrūdēšanai (3 projekti). Tomēr kompostēšanas rezultātā augsnē palielinās barības vielu līmenis, ko nevar uzskatīt par vēlamu.

Yyteri un Kōpu projekti nocirstos kokus tālāk izmantoja tradicionālo žogu (dzeloņstieplu vietā), zīmju stabu, novērošanas platformu u.c. izgatavošanai. Dienvidrietumu arhipelāga projekts atstāja nocirsto koku kaudzes, kuras vietējie iedzīvotāji par brīvu varēja izmantot malkai. Liminganlahti projektā apakšuzņēmēji, kas iztīrīja vairāk nekā 400 ha niedru, mēģināja tās izmantot bioloģiskajai notekūdeņu attīrīšanai.

Daži projekti veica arī pielietoto metožu vērtēšanu. Piemēram, Kalmar Apgabala padome Zviedrijā veica

detalizētu vērtējumu simtiem hektāru alvāru zālāju attīrīšanā pielietotajām metodēm Stora Alvaret projekta ietvaros. Novērtējums apkopots 1. tabulā.

Apgabala padome secināja, ka finansiāli visizdevīgākā bijusi daļēji aizaugušu alvāru attīrīšana. Tur ieguldītā darba un naudas attiecība pret bioloģiskās daudzveidības ieguvumiem bijusi visefektīvākā.

Vai viss apaugums teritorijās būtu rūpīgi jāattīra, lai iegūtu plašus, atklātus zālājus? Ne visi projekti uzskatīja, ka tas ir pareizākais. Piemēram, Turku mitrāju un Rāpina projekti atstāja dažus kokus un krūmus vai niedru rindas, lai palielinātu struktūru dažādību (mozaikas ainava) un atbalstītu noteiktas putnu sugas. Aland projekts konstatēja, ka jaunus kokus un krūmus nedrīkst pilnībā izcirst, lai dažādotu vecuma struktūru (svarīgi parkveida zālājos).

Interesanti, ka līdzās koku izcirstānai un teritoriju attīrīšanai Ostergotland un Osmoderma projekti stādīja ozolus. To veica, lai nodrošinātu jaunu koku veidošanos mežu pļavās un ganībās, kurās dominēja veci koki.

¹ Mazāk kā 30 hektāri:

Rannametsa-Soometsa, Koli, Viikki, Anser Finland, Kvarken, Igaunijas pļavas, Vattaja, Porvoonjoki

30-100 hektāri:

Kōpu, Karula, Anser rietumu migrācijas ceļš, Rāpina, Turku mitrāji, Rahja, Dienvidrietumu arhipelāgs, Aland, Yyteri, Kokemaenjoki, Tornio-Inari, Asköviken-Tidö

100-200 hektāri:

Rietumigaunija, Turku piekraste, Somijas pļavas, Zviedrijas pļavas, Lintulahdet, Stora Karlso, Hejnum Kallgate

200-600 hektāri:

Soomaa, Silma, Liminganlahti, Kinnekulle, Östen ezers

Vairāk kā 600 hektāri atjaunoti

Stora Alvaret, Ostergotland, Osmoderma, Öland

1. tabula. Stora Alvaret projektā izmantoto alvāru zālāju attīrīšanas metožu salīdzinājums.

Table 1. Evaluation of the methods to clear alvar grasslands in the Stora Alvaret project.

Metode	Priekšrocības	Vājās vietas	Komentāri
Tīrīšana ar rokām	<ul style="list-style-type: none"> • Var izmatot teritorijās ar jutīgu veģetāciju. • Nav mašīnu radīti kaitējumi. • Iespējams augsts selektivitātes līmenis. • Viegli savācami un iznīcināmi atkritumi. • Viegla pieeja, piem., akmeņainās, nelīdzenās vietās, vai gar akmens sienām. • Var veikt visa gada garumā (tomēr jāņem vērā putnu ligzdošanas periodu ierobežojumi). 	<ul style="list-style-type: none"> • Laikietilpīga. 	Ņemot vērā ilgtermiņa dabas aizsardzības statusu, bieži šī ir pati efektīvākā metode.
Mehāniska attīrīšana	<ul style="list-style-type: none"> • Iespējami lieli apjomi, laika ziņā efektīva. • Viegli uzturēt iepriekšējās attīrīšanas panāktos rezultātus. • Iespējams savākt krūmus kopumā. • Efektīva, ja mašīnas var pielāgot darbam akmeņainās un nelīdzenās vietās. 	<ul style="list-style-type: none"> • Nav piemērota teritorijās ar jutīgu veģetāciju. • Nav piemērota nelīdzenās vietās. • Zema efektivitāte akmeņainās vietās. • Zema precizitāte. • Mašīnu radītu bojājumu iespējamība. • Ierobežota pieeja slapjām vietām. • Atkritumu savākšana laikietilpīga. 	Ļoti ierobežotas iespējas alvāros; neprecizitātes dēļ iespējami bojājumi un bieži nepieciešama papildus tīrīšana ar rokām, lai sasniegtu dabas aizsardzības mērķiem atbilstošus rezultātus. Īpaši aizaugušās teritorijās šī metode tomēr ir efektīva gan laika, gan dabas aizsardzības ziņā.
Dedzināšana	<ul style="list-style-type: none"> • Viegla un ātra metode 	<ul style="list-style-type: none"> • Var pielietot ierobežotā laika sprīdī vēlu ziemā un agri pavasarī. • Nav selektivitātes. • Grūti ierobežot uguni tikai tīrīšanai paredzētajā vietā. • Bieži krūmi ir nodeguši, bet ne līdz galam iznīcināti, kas vēlāk apgrūtina noganīšanu (arī vizuālais iznākums nav pārāk pievilcīgs). • Nevajadzīgs mēslošanas efekts. • Parasti jāveic papildus tīrīšana ar rokām. 	
Krūmu izraušana	<ul style="list-style-type: none"> • Rada nelielu, bet nevajadzīgu mēslošanas efektu (tā kā krūmi tiek izrauti ar saknēm). • Atkritumus viegli savākt un iznīcināt. • Mazāk problēmu nekā citām metodēm ar sakņu uzdīgšanu, piem., <i>Prunus spinosa</i> un <i>Crataegus</i> spp.. 	<ul style="list-style-type: none"> • Bieži ilgstošs kaitējums zemei. • Nav piemērots teritorijās ar jutīgu veģetāciju vai retām augu sugām. • Mašīnu radītu kaitējumu draudi. 	Krūmus ar visām saknēm izrauj no augsnes ar traktora palīdzību.

6. Atjaunošanas darbu veikšana

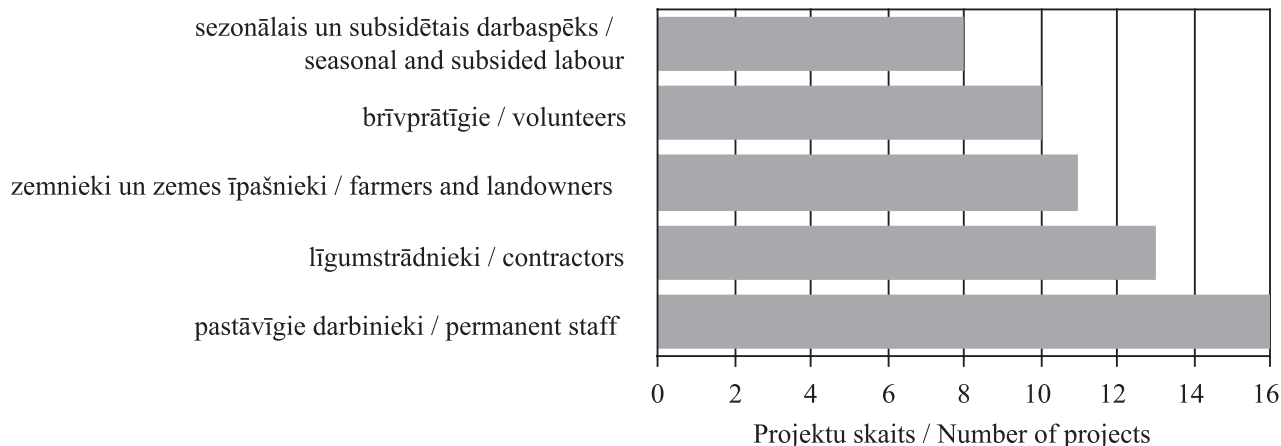
Projektu starpā pastāv diezgan plaša darbu organizācijas pieeju dažādība (5. attēls).

Analizējot atjaunošanas darbu organizāciju, iezīmējas sekojošas tendences:

- Projekti ar saviem pastāvīgajiem darbiniekiem (16): visi šie projekti, izņemot vienu, atradās Somijā un Zviedrijā, kas nav pārsteidzoši. Somijas un Zviedrijas LIFE-Daba projektus visbiežāk vada sabiedriskās institūcijas, piemēram, mežu dienests, reģionālie vides centri un apgabalu administrācijas, kam salīdzinājumā² ar NVO vai bieži jaundibinātiem nacionālajiem parkiem un dabas rezervātiem, kas parasti projektus vada Igaunijā, ir liels pieejamo cilvēkresursu un aprīkojuma apjoms.
- Sezonālais un subsidētais darbaspēks: projekti ar pastāvīgajiem darbiniekiem bieži tos aizstāja ar sezonālo un īslaicīgo darbaspēku (visbiežāk nodarbinot teritorijai tuvumā dzīvojošos cilvēkus), vai arī izmantojot darbaspēku no dažādām valsts programmām (piemēram, bezdarba mazināšanai). Šādu pieeju izmantoja četri somu un četri zviedru projekti, savukārt divi somu projekti (Lintulahdet un Kokemaenjoki) pat izmantoja ieslodzīto darbaspēku.
- Projekti, kas izmantoja apakšuzņēmējus (13): gandrīz vienmēr šie apakšuzņēmēji bija vietējās firmas, kas parasti strādā mežsaimniecībā un lauksaimniecības jomā, vai arī ir profesionāli niedru pļāvēji, kā Silams projekta gadījumā. Šī ir laba pieeja, kas palielina ienākumus un darba vietas vietējiem iedzīvotājiem un līdz ar to veicina viņu atbalstu dabas aizsardzībai. Piemēram, Kvarken projekts atjaunošanas darbu veikšanai noslēdza līgumus ar vietējiem klubiem un asociācijām. Divi projekti darbu veikšanai pieņēma NVO.

Divos iepriekšējos apakšpunktos sniegtā informācija norāda, ka atjaunošanas darbi ne tikai nodrošina darbu lauku reģionos, bet arī ir piemēroti nekvalificētiem vai mazkvalificētiem cilvēkiem, kam ir grūtības atrast darbu. Šo dabas vērtību saglabāšanas pasākumu sociālo ieguvumu būtu svarīgi biežāk uzsvērt, aizstāvojot dabas aizsardzības mērķus publiskās debatēs.

- Projekti noslēdza līgumus vai vienošanās ar zemniekiem/zemju īpašniekiem (11), kas pret atlīdzību un ekspertu vadībā veica atjaunošanas darbus. Piemēram, Pļavu projekts konstatēja, ka ir nepieciešams uzraudzīt zemniekus, jo, retiņot kokus parkveida ganībās (Natura 2000 kods 9070), nezinašanas dēļ viņi nocirta arī vērtīgus kokus. Lai arī LIFE līdzekļi tika bieži izmantoti zemnieku/zemju īpašnieku algošanai, dažos gadījumos agro-vides maksājumi zemniekiem kompensēja aizaugušu teritoriju tīrīšanu pirms noganīšanas un pļaušanas. Piemēram, Igaunijas nacionālos agro-vides maksājumus par atjaunošanas darbiem (krūmu izciršanu, koku retināšanu) saņēma Rahja un Kōpu projektos. Labākais piemērs ir Kalmar Apgabala padome. Pirms 2001. gada Zviedrijā pastāvēja nosacījums, ka zālāji ar noteiktu koku un krūmu apauguma % nekvalificējas agro-vides atbalstam. Tāpēc daļa teritorijas Stora Alvaret projektā tika noganīta bez šāda atbalsta. Laikā, kad tika gatavotas jaunās Lauku attīstības programmas, padome sarunās ar Zviedrijas lauksaimniecības institūcijām panāca labvēlīgu iznākumu – kopš 2001. gada arī daļēji aizauguši alvāri un piekrastes zālāji var saņemt agro-vides atbalstu. Lai to saņemtu, zemniekiem vajadzēja sagatavot attīrīšanas plānu un nodrošināt krūmu izciršanu 5 gadu laikā, kurā darbojas agro-vides līgums.
- Projekti, kas izmantoja brīvprātīgo nometnes (10). Tie galvenokārt atradās Igaunijā un Somijas dienvidrietumos, kā arī daži Botnijas piekrastē. Tikai



5. attēls. Pļavu atjaunošanas darbu organizācija analizētajos LIFE-Daba projektos
Figure 5. Organization of meadow restoration works in the analysed LIFE-Nature projects.

² Piezīme: tikpat daudz projekti sadalīja darbus dažādās kategorijās un kopējais skaits pārsniedz 34

viens Zviedrijas projekts izmantoja brīvprātīgo nometnes, kamēr Rietumigaunijas projekts organizēja 15 dažādas nometnes, bet Somijas pļavu projekts pat 16! Brīvprātīgo iesaistīšana atjaunošanas darbos nav bieži sastopama prakse Eiropas LIFE projektos. Minētajos Igaunijas un Somijas projektos ir vairāk brīvprātīgo nometņu nekā citviet Eiropā, izņemot vienīgi Beļģijas LIFE projektus. Būtu interesanti noskaidrot, kāpēc brīvprātīgo nometnes ir bijušas veiksmīgas un populāras profesionālu atjaunošanas darbu veikšanai Somijā un Igaunijā.

Vairāki projekti, īpaši Igaunijā, izmantoja LIFE līdzekļus, lai iegādātos aprīkojumu (krūmgriezējus, motorzāģus, celmu šķeldotājus, rokas pļaujmašīnas, traktoros ar pļaujmašīnām u.c.), lai paši projekta darbinieki varētu veikt atjaunošanas darbus, vai arī iznomāt tos zemniekiem, ar kuriem noslēgti līgumi (zemniekiem, kas lietoja projekta aprīkojumu maksāja mazāk nekā tiem, kas izmantoja savus darbarīkus).

7. Zālāju hidroloģijas atjaunošana

Salīdzinājumā ar Centrāleiropu, kur hidroloģiskās aktivitātes dabīgā ūdens līmeņa vai ūdeņu dinamikas atjaunošanai slāpjos vai mitros zālajos notiek regulāri un bieži ietver arī lielus inženiertehniskus darbus, pārsteidzoši maz šādu aktivitāšu notiek boreālā reģiona LIFE projektos. Tas, iespējams, nozīmē, ka šeit zālāju hidroloģiskā dinamika mazāk ietekmējusi cilvēku darbību, proti, zālājus izmantoja siena pļaušanai un noganīšanai, bet nemēģināja intensīvāk izmantot vai palielināt to produktivitāti. Tomēr arī šeit ir dažādi piemēri.

Rāpina projekts aptver teritoriju, kurā 1960-os gados lopbarības zāles audzēšanai 1500 ha slāpjo zālāju pārvērtā polderī ar grāvjiem. Tas ir līdzīgi situācijām daudzviet Centrāleiropā. Šis projekts veica pasākumus, lai pavasarī grāvjos uzturētu augstu dabīgo grunt-sūdeņu līmeni, virspusē veidojot stāvošu ūdeni un pēc tam strauji nosusinot, atļaujot zemniekiem pļaut sienu. Tomēr ambiciozais plāns – izveidot lielu mākslīgo mitrāju – izrādījās gan pārāk dārgs, gan arī pārāk nepopulārs vietējo zemnieku vidū.

Piecās Somijas projektu teritorijās gar Somu jūras un Botnijas līci piekrastes un mitrajos zālajos savulaik bija izrakti meliorācijas grāvji, lai pazeminātu ūdens līmeni un paātrinātu koku augšanu. Šos grāvjus projekti vai nu aizbēra, vai aizdambēja. Šāda aktivitāte bija plānota arī Zviedrijas Ūland projektā, tomēr tās realizāciju tik ļoti apgrūtināja juridiski jautājumi un atļauju saņemšana, ka to LIFE projekta laikā neveica (līdzīga problēma konstatēta arī Centrāleiropas hidroloģijas atjaunošanas projektos).

Tomēr dažos projektos notika tieši pretējais – aizauguši, aizsērējuši vai bebru nosprostoti (Karula projektā) grāvji pasliktināja zālāju drenāžu, kā rezultātā

tie aizauga ar niedrēm, dažkārt pat apgrūtinot noganīšanu. Rannametsa-Soometsa projekts Igaunijā un Lintulahdet projekts Somijā no grāvjiem izpļāva niedres, izcirta krūmus vai tos izbagarēja, lai uzlabotu drenāžu piekrastes pļāvās. Viikki projekts mēģināja (neveiksmīgi) nosusināt applūdušus zālājus, izmantojot pazemes drenāžas caurules.

8. Zemju iegāde vai kompensācija par izmantošanas tiesībām kā priekšnosacījums atjaunošanai

Īpaši vecākie Somijas projekti visbiežāk centās iegūt formālu kontroli pār zemi, kur jāveic atjaunošanas darbi. Deviņi no tiem iegādājās zālājus vai arī maksāja zemju īpašniekiem par zemju izmantošanas tiesību ierobežojumiem. Somijas likumi paredz zemju atsavināšanu dabas aizsardzības vajadzībām un to izmantoja gan Turku piekrastes projekts, gan Somijas Anser projekts, lai iegūtu piekrastes zālājus, kas ir nozīmīga atpūtas vieta *Anser erythropus*. Lai nesabojātu attiecības ar vietējiem iedzīvotājiem, Kvarken projekts tomēr nolēma šādas tiesības neizmantot.

Papildus iemesls zemes iegādei bija tas, ka trijās šo projektu teritorijās to īpašniekiem jau bija izsniegtas atļaujas brīvdienu mājiņu būvniecībai, kas apdraudētu projekta zālājus.

Papildus arguments par labu zemju iegādei ir tas, ka privātpašniekiem nav jāatjauno un jāuzlabo savu zemju aizsardzības statusu (Biotopu direktīvas 6. pants liedz viņiem šo statusu pasliktināt), bet brīvprātīgas vienošanās ar viņiem vai saņemtās izmantošanas atļaujas negarantē pastāvību. Pēc zemes iegādes projekts to var iznomāt tiem pašiem zemniekiem, bet nomnieka statusā viņiem būtu jāievēro dabas aizsardzības ekspertu noteiktās apsaimniekošanas prasības.

Tomēr zemju iegāde ir dārgs pasākums un īpašniekus neviens nevar piespiest zemi pārdot. Protams, izņemot Somiju, kur atsavināšana dabas aizsardzības vārdā ir iespējama! Tas izskaidro faktu, kāpēc Somijas projekti deva priekšroku zemju iegādei.

Tikai divi Zviedrijas projekti iegādājās zālājus. Igaunijas Rannametsa-Soometsa projekts sākotnēji plānoja iegādāties zemes, tomēr agro-vides maksājumi izrādījās gana pievilcīgi, lai mudinātu zemniekus veikt regulāru apsaimniekošanu. Tādēļ projekts zemju iegādē aprobežojās vienīgi ar nelielu gabalu, kur bija atļauts būvēt brīvdienu mājiņas. Stora Alvaret un Ūland LIFE projektos aktīvas sadarbības un izglītošanas rezultātā zemniekus izdevās brīvprātīgi iesaistīt zemju atjaunošanā un tālākā noganīšanā. Šis bija ievērojams panākums, kas ļāva ne tikai sasniegt izvirzītos mērķus, bet arī atcēla nepieciešamību iegādāties zemi. Silma projekts sākotnēji organizēja semināru, kurā

zemnieki izklāstīja savu ieinteresētību un iespējas zālāju apsaimniekošanai. Iegūto informāciju izmantoja atjaunošanas darbu plānošanā, kur līdzās tehniskiem un dabas aizsardzības aspektiem vērā ņēma arī sociālo kontekstu.

Lai arī zemju iegāde nesenākos Somijas projektos iekļauta mazāk, tā tomēr ir noderīgs līdzeklis gadījumos, kad īpašnieki nevēlas piedalīties atjaunošanā un apsaimniekošanā, bet ir gatavi savas īpašumtiesības pārdot.

9. Sākotnējā un regulārā apsaimniekošana

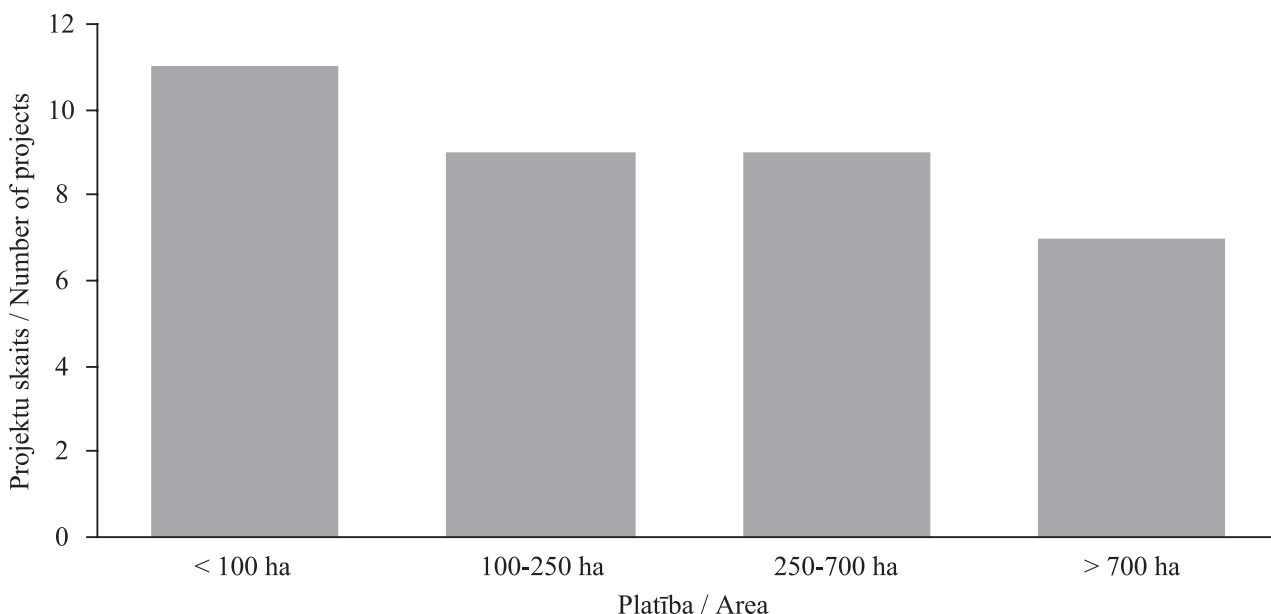
Pēc teritoriju attīrīšanas projekti parasti veica papildus apsaimniekošanas darbus, izvēloties intensīvu noganīšanu (visbiežāk ar aitām, īpaši uz salām) vai atkārtotu pļaušanu, kas iznīcināja asnus un atvases:

- Stora Karlso projektā, kur uz vienas no attālākām salām bija īpaši aktīva apauguma atjaunošanās (tur bija grūti nodrošināt regulāru strādnieku klātbūtni),

nocirsto *Acer pseudoplatanus* koku atvasēs injicēja glifosfātu.

- Silma, Kokemaenjoki un Asköviken-Tidö projekti izmantoja ecēšanu, lai mazinātu biezo, garo grīšļu, niedru vai citu augsto lakstaugu apaugumu.
- Aland un Dienvidrietumu arhipelāga projekti krūmu izciršanas rezultāta uzturēšanai izmantoja kontrolētu dedzināšanu, savukārt Dienvidrietumu arhipelāga projekts papildus attīrīja pļavas no akmeņiem un celmiem, lai radītu pļaušanai piemērotus apstākļus.
- Öland zālāju projekts sākotnēji plānoja iegādāties dārgu niedru pļaujmašīnu atkārtotai slapjo zālāju pļaušanai, tomēr plāni mainījās, kad dedzināšana izrādījās vienlīdz efektīva.

Šāda papildus apsaimniekošana ir jāveic pāris sezonas līdz atkārtotas aizaugšanas draudi ir samazināti tik tālu, ka var uzsākt regulāru apsaimniekošanu. Regulārā apsaimniekošana bija visu analizēto projektu mērķis (6. attēls).



6. attēls. Projekta noslēgumā regulārai apsaimniekošanai nodoto zālāju platības (faktiskās vai plānotas projektiem, kas vēl nav beigušies) Piezīme. Tā kā Pļavu projekts ir sadalīts trijos nacionālajos apakšprojektos, to kopējais skaits ir 36. Projektu nosaukumi katrā kolonnā pieejami paskaidrojumā lapas apakšā³

Figure 6. Amount of grassland brought under appropriate recurring management at end of project (achieved or, for projects not yet finished, foreseen). NB Because the Meadows project has been split into its three national subprojects, the total comes to 36. The names of the projects in each column are given in the footnote below

³ Mazāk nekā 100 hektāri

Koli, Anser rietumu migrācijas ceļš, Porvoonjoki, Viikki, Tornio-Inari, Anser Somija, Yyteri, Kokemaenjoki, Vattaja, Igaunijas pļavas, Asköviken-Tidö

100-250 hektāri

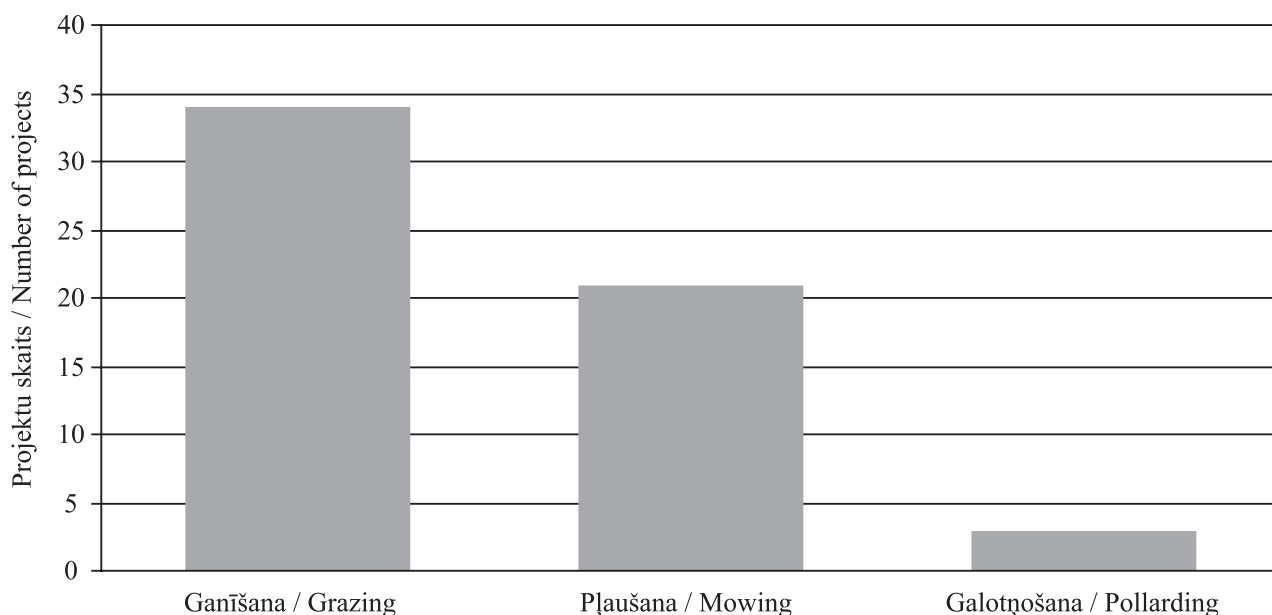
Turku piekraste, Lintulahdet, Turku mitrāji, Rahja, Aland, Somijas pļavas, Zviedrijas pļavas, Stora Karlso, Hejnum Kallgate

250-700 hektāri

Köpu, Soomaa, Rannametsa-Soometsa, Rāpina, Karula, Dienvidrietumu arhipelāgs, Kvarken, Kinnekulle, Östen ezers

Over 700 hektāri

Silma, Rietumigaunija, Liminganlahti, Öland zālāji, Stora Alvaret, Ostergotland, Osmoderma



7. attēls. Zālāju regulārās apsaimniekošanas veidi analizētajos LIFE-Daba projektos.

Figure 7. Types of recurring grassland management in the analysed LIFE-Nature projects

10. Ilgtermiņa regulārā apsaimniekošana

Zālāju ilgtermiņa apsaimniekošanā pārliecinoši dominē noganīšana (7. attēls). Visbiežāk izmanto liellopus, diezgan bieži arī aitas, mazāk zirgus. Visos projektos, izņemot Igaunijas Ļavu projektu, daļu to teritorijas noganīja, savukārt 12 projektiem tas bija vienīgais regulārās apsaimniekošanas veids. Lopu skaits uz hektāru ievērojami atšķīrās – no 0,15 dzīvniekiem uz hektāru dažos alvāros līdz 2 un pat 2,5 dzīvniekiem uz hektāru slapjos zālajos.

Ļaušanu izmantoja 23 projektos, bet tikai nelielā daļā teritoriju salīdzinājumā ar noganīto zālāju platībām. Tomēr tradicionāli šos zālājus siena ieguvei izmantoja tikpat daudz, cik dzīvnieku ganīšanai. Pie tam ļaušana un noganīšana var veicināt dažādus bioloģiskos iznākumus. Kāpēc ir tik ievērojams noganīšanas pārsvars?

Iespējams, ka Skandināvijas un Igaunijas zemniekiem mūsdienās ir samazinājusies interese par ļaušanu (siens no šādiem daļēji dabīgiem vai dabīgiem zālājiem ir uzturvērtību ziņā nabadzīgāks nekā citi mūsdienās pieejamas lopbarības veidi). Līdz ar to projekti izvēlējās noganīšanu, kam bieži ir vieglāk atrast arī ieinteresētus zemniekus (lai arī dažos projektos dzīvnieki bija jāved no zemniekiem, kas dzīvo līdz pat 170 km attālumā). Somijas ļavu projekts pat izveidoja datubāzi ar zemniekiem, kas meklē jaunas ganības, un zemēm, kam nepieciešama noganīšana.

Tomēr 11 projekti, īpaši Somijā un Igaunijā, nevarēja nodrošināt vēlamo dzīvnieku skaitu uz hektāru un vēlamo noganīšanas intensitāti. Piemēram, Kvarken projekts bija apmierināts ar iespēju vispār atjaunot noganīšanu un dažviet pat samierinājās ar 1 aitu uz 2,5 hektāriem.

11. Ilgtermiņa apsaimniekošana noganot – tehniski jautājumi

Stora Alvaret un Ōland zālāju projekti pievērsa īpašu uzmanību noganīšanas veterinārajiem aspektiem. Katrā projektā vairāki tūkstoši hektāru teritorijas tika nodoti noganīšanai, bet vietējie zemnieki bija nobažījušies par šo raupjo ganību radītajiem draudiem dzīvnieku veselībai (tā liecināja 900 zemnieku aptaujas rezultāti). Visnopietnākās bažas izraisīja parazīti. Sadarbībā ar nacionālo veterināro asociāciju tika veikti pētījumi par aitu un liellopu ganīšanu alvāros un slapjajos zālajos, par konstatētajiem parazītu tipiem, kas tik tiešām apdraud dzīvniekus, kā arī par iespējamajām aktivitātēm draudu mazināšanai (ganību rotācija, vēlāka laišana ganībās, aitu vakcinēšana ziemā u.c.). Šis pētījums radīja jaunus izaicinājumus. Pētījuma rekomendācija parazītu draudu mazināšanai bija izvairīties no liela dzīvnieku blīvuma vasaras nogalē, tomēr tas konfliktēja ar apsaimniekošanas vadlīnijām un samazināja noganīšanas bioloģiskos ieguvumus. Ivermektīns ir efektīvs līdzeklis pret zarnu trakta parazītiem, bet, nonākot dzīvnieku izkārnījumos, tas ietekmē koprofāgus kukaiņus ar ko barojas, piemēram, putni.

Dažas problēmas saistībā ar noganīšanu:

- projektiem, kas ganībās nogādāja dzīvniekus no attāli dzīvojošiem zemniekiem, nācās risināt jautājumu par dzīvnieku pieskatīšanu. Viens risinājums bija izmantot pašu darbiniekus vai teritorijas sargu, otrs – piesaistīt pensionējušos vietējos zemniekus, kam pašiem vairs lopu nav;
- projektu teritorijās, kuras apmeklēja daudz atpūtnieku, piemēram, Silma un Viikki, cilvēki bieži

atstāja vaļā vārtus, vai arī viņu suņi traucēja tur esošos dzīvniekus;

- vietējie iedzīvotāji pārsvarā bija pozitīvi noskaņoti pret aizaugušo ganību un pļavu attīrīšanu un dzīvnieku ganīšanu, tomēr dažiem radās pretenzijas. Kvarken projektā nācās uzstādīt 8000 eiro vērtu žogu ap brīvdienu mājām, jo to iemītnieki sūdzējās, ka aitas nonāk pārāk tuvu viņu īpašumiem un “traucē” atpūtniekus. Savukārt Stora Alvaret projekta teritorijā vairāki iedzīvotāji bažījās, ka attīrītājās ganībās ievestie liellopi radīs nepatīkamu smaku un piesaistīs mušas.

Noganīšana ir populāra, tomēr tai ir arī savi trūkumi. Lauka darbi Pļavu projektā ļāva secināt, ka tauriņu sugu skaits un indikatorsugu populāciju skaits palielinājās attīrītās parkveida pļavās, bet samazinājās atklātos zālajos, kas pēc attīrīšanas bija noganīti. Projekts uzskatīja, ka tas radies pārāk liela dzīvnieku blīvuma dēļ un pēdējā gadā mainīja noganīšanas intensitāti. Ūland zālāju projekta ligzdojošo bridējputnu monitoringa rezultātā atklājās, ka olas un putnu mazuļus vai nu iznīcināja plēsēji, vai nobradāja liellopi. Tomēr Rietumigaunijas projekts pilnīgi pretēji uzskatīja, ka liellopu nobradāšana, kas vietām atkailināja augsni, veicināja vairāku Baltijas piekrastes pļavām raksturīgu augu sugu vairošanos. Hejnum Kallgate projekts iežogoja zemes gabalus, kur aug *Euphydryas aurinia* tauriņiem nepieciešamie augi, kā arī retie augi, piemēram, *Cypripedium calceolus*.

Augsta noganīšanas intensitāte var būt apzināta izvēle dabas aizsardzības mērķu sasniegšanai. Bet vai tas vienmēr ir tā? Atjaunojot tradicionālo, vēsturisko ainavu, vienmēr pastāv jautājums – kādu ainavu? Izvēloties atjaunošanu, balstoties uz 19.gadsimta vai 20.gadsimta sākuma informāciju, tiek rekonstruēta situācija, kad lauku iedzīvotāju skaits un līdz ar to dzīvnieku blīvums bija pats augstākais.

Pļavu projektā radās teorētisks jautājums, kas ir aktuāls arī citiem dabas aizsardzības aktivitātes iesaistītajiem, proti, ja parkveida pļavas (Natura 2000 kods 6530) tiek atjaunotas un tad noganītas, vai tās joprojām ir parkveida pļavas?

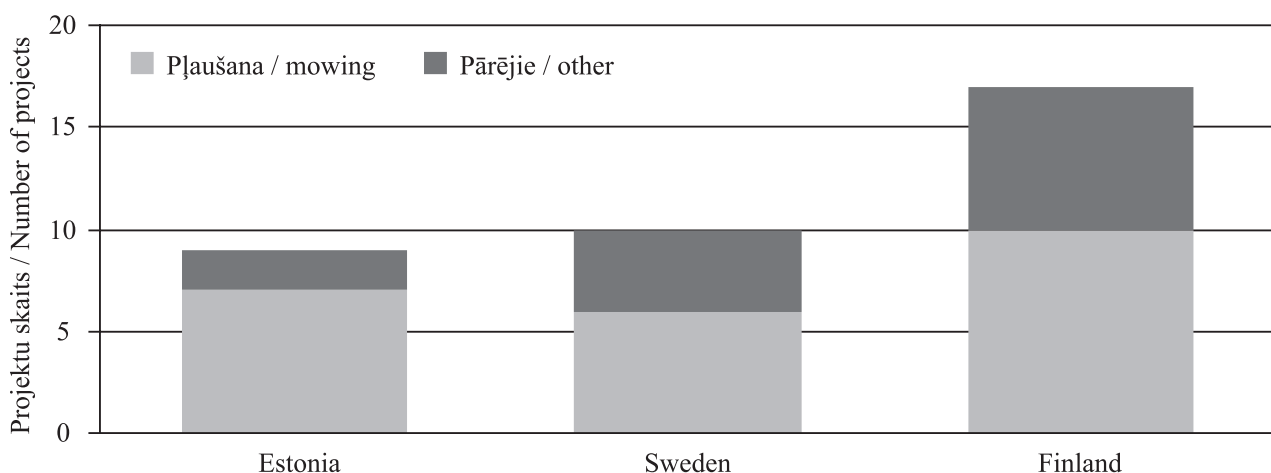
12. Ilgtermiņa pastāvīgā apsaimniekošana – pļaušana

Lai ļautu putniem izšķīlties un nogatavoties augu sēklām, parasti vēlo pļaušanu (pēc 1.jūlija) izvēlējas lielākā daļa Igaunijas projektu (7 no 9). Tas ir vienīgais regulārās apsaimniekošanas veids Igaunijas pļavu projektā. Rāpina projektā (lielizmēra polderis, ko izveidoja 1960-os gados liela apjoma siena ražošanai) tā ir galvenā zemes izmantošanas metode, un noganīšana ir tikai papildus aktivitāte slapjajās vietās, kur ar traktoru pļaut ir grūti. Pārējos 5 projektos hektāru ziņā pļaušana ir tikpat pielietota regulārās apsaimniekošanas metode kā noganīšana.

Zviedrijā un Somijā pļaušana ir mazāk populāra. Tikai vienā no 6 Zviedrijas projektiem tā ieņem ievērojamu daļu no aktivitātēm, savukārt Somijā tā ir 5 projektos.

Pēc Kōpu un Rāpina projektu norādījuma, zemnieki pļāva no lauka vidus uz āru un no malas uz malu, lai meža zvēriem dotu iespēju izbēgt.

Dienvidrietumu arhipelāga projekts atdarināja tradicionālās metodes parkveida pļavu uzturēšanai, pavasarī nogrābjot un sadedzinot lapas un kritušos zarus, vasarā pļaujot sienu ar izkapti vai mazu pļaujmašīnu, un rudenī galotņojot kokus. Šo ļoti darbietilpīgo apsaimniekošanu veica brīvprātīgie. Arī Aland projekts savās parkveida pļavās izmantoja līdzīgas tālā pagātnē pielietotas saimniekošanas metodes, kas, saskaitot projekta darbinieku ieguldīto laiku un izmaksas, izrādījās ļoti dārga aktivitāte. Vietējo zemnieku piesaistīšana



8. attēls. Projektu, kuros izmanto pļaušanu, skaits salīdzinājumā ar kopējo pļavu apsaimniekošanas LIFE-Daba projektu skaitu valstī.

Figure 8. Projects using mowing (blue) compared to total number of grassland management LIFE-Nature projects in country.

būtu izdevīgāka, tomēr neviens to nevēlējās darīt. Zviedrijas pļavu projektam veicās labāk – tie noslēdza līgumus ar vietējiem zemniekiem par grābšanu un pļaušanu. Lai jaunajai paaudzei nodotu zināšanas par tradicionālo sienu vākšanu, Kvarken projekts organizēja brīvprātīgo nometni jauniešiem, kurā viņiem bija iespēja pļaut zālājus.

Izvēloties pļaušanu, nākas atbildēt uz jautājumu – ko darīt ar iegūto sienu? Dažkārt zemnieki to izmantoja kā barību liellopiem, tomēr līdzīgi kā citviet Eiropā, tas ne vienmēr realizējās, jo ir viegli pieejama cita vērtīgāka barība. Piemēram, Karula projektā zemnieki izmantoja visu 2002. un 2003. gada sienu, bet 2004. gadā raža bija lielāka un viss siens netika izmantots. Pāri palikušo sienu izkaisīja pa zālāju, bet šādai pieejai ir trūkumi. Tā ne tikai palielina barības vielu līmeni, bet arī apslāpē vājākās augu sugas, īpaši, ja siena raža regulāri pārsniegs pieprasījumu. Nogatot, katra dzīvnieka biomasa tiek aiztransportēta, dzīvnieku vedot uz nokaušanu.

13. Regulārā apsaimniekošana: pļaušana, noganīšana un galotņošana

Paralēli tikai noganīšanai vai tikai pļaušanai pastāv arī šādas iespējas:

Jauktā sistēma: labs piemērs ir Rannametsa-Soometsa projekts, kur tika izmantota gan noganīšana, gan pļaušana (rezultātā 60% teritorijas noganīja, bet 40% pļāva), lai iegūtu dažādu zemes apsaimniekošanas metožu mozaīku. Lai iegūtu vēl lielāku dažādību, teritorijas dažādās sekcijās tika izmantota atšķirīga noganīšanas intensitāte, savukārt aitas neganījās vietās, kur auga *Gladiolus imbricatus*.

Viena pēc otras sistēma: zālājs vispirms tiek nopļauts, tad noganīts. Piemēram, Kōpu vai Turku mitrāju projektos viena un tā pati teritorija vispirms tiek pļauta, tad noganīta. Silma projektā pļaušanu izmantoja papildus veģetācijas kontrolei vietās, kur dzīvnieku blīvums vai noganīšanas intensitāte bija zemāka nekā nepieciešams.

Kombinētā sistēma: tajā daļa teritorijas tiek noganīta, bet vietas, kur zemnieki nevēlas darboties, nopļauj projekta darbinieki, brīvprātīgie vai vietējās dabas aizsardzības NVO (piemēram, vairākas vietas Zviedrijas pļavu projektā).

1999.gadā Dienvidrietumu arhipelāga projekts uzsāka ilgtermiņa pētījumu, lai noskaidrotu, kas dod labākus rezultātus – pļaušana vai noganīšana. To veica, salīdzinot noganītus un pļautus parauglaukumus. Savukārt Silma projekts salīdzināja noganīšanas intensitāti un tās radīto ietekmi dažādos laukumos, lai noteikti optimālāko noganīšanas līmeni.

Galotņošana: vairāki projekti parkveida ganībās un pļavās atjaunoja kādreiz tradicionālo koku

galotņošānu (Dienvidrietumu arhipelāga, Aland, Zviedrijas pļavu un Osmoderma projekti). Aland projekts secināja, ka ošus un gobas, kokiem nekaitējot, var galotņot visu gadu, bet bērzus un alkšņus tikai augustā un septembrī.

Balstoties uz savu pieredzi, 2000. gadā Dienvidrietumu arhipelāga projekts izdeva grāmatu “Salu ganības”, kurā izskaidrota ne tikai galotņošana, bet arī citi tradicionālie zālāju apsaimniekošanas veidi, to vēsture, piemērotība mūsdienās un ieviešana praksē (metodes, izmaksas uz vienību un monitoringa vadlīnijas).

14. Monitorings un regulāras apsaimniekošanas veicināšana

Pārsteidzoši, ka tikai nedaudzos no analizētajiem LIFE projektiem (Liminganlahti, Kvarken) projekta darbinieki aktīvi pārbauda noganīšanas rezultātus, lai pārliecinātos, ka tie saskan ar dabas aizsardzības vajadzībām, kā arī lai konsultētu zemniekus par iespējamiem uzlabojumiem bioloģisko mērķu sasniegšanai. Ja regulāra apsaimniekošana nav pareiza, tai nav arī lielas jēgas. Tas pats, protams, attiecas arī uz pļaušanu.

Agro-vides līgumus uzrauga attiecīgo ministriju atbildīgie inspektori, un tāpēc regulāras apsaimniekošanas atkārtotas aktivitātes netiek uzrādītas kā daļa no LIFE. Tomēr šāda veida uzraudzība galvenokārt nodrošina formālu atbilstību agro-vides līgumā noteiktajām prasībām un nevis pārbauda zemes izmantošanas bioloģisko kvalitāti.

Vairāki projekti informēja un apmācīja zemniekus un citus zemes lietotājus jautājumos par bioloģisko daudzveidību, cerot, ka informācija ir nodota un tiks arī ņemta vērā. Šādu piegājienu izmantoja gandrīz visi Igaunijas projekti (5) un trīs Zviedrijas projekti, bet neviens no Somijas. Vienā vai vairākos projektos izmantotās metodes ir šādas:

- katram zemes īpašniekam dotas individuālas apsaimniekošanas norādes ar ilustrācijām, kas skaidro konkrētās teritorijas bioloģiskās vērtības, to pilnveidošanas iespējas konkrētas apsaimniekošanas metodes rezultātā;
- apmācību semināri zemniekiem un uzņēmējiem;
- bukleti un citi informatīvi materiāli par dabai draudzīgu pļaušanu un noganīšanu; dažos uzskaitīti arī pieejamie agro-vides maksājumi;
- zemniekiem organizēti braucieni pie kolēģiem citos projektos, kas jau izmanto dabai draudzīgas metodes;
- zemniekiem un uzņēmējiem organizēti izbraucieni uz projekta vietām, kur dabai draudzīgas apsaimniekošanas metodes un problēmas tiek arī skaidrotas;
- gadskārtējas diskusijas, lai novērtētu iepriekšējā gadā paveikto;

- semināri, kuros zemnieki var apskatīt apsaimniekošanai pieejamo tehniku un aprīkojumu.

Kā jau iepriekš minēts, agro-vides subsīdijas zemniekiem sedz pļaušanas un noganīšanas izdevumus. Papildus tam Zviedrijā un Somijā zemnieki līdz pat šai dienai saņem arī citus ES kopējās lauksaimniecības politikas (KLP) maksājumus, piemēram, barojošo govju prēmiju par govju un to jaundzimušo teļu turēšanu zālajos. Tomēr arī ar šo finanšu atbalstu joprojām ir problemātiski nodrošināt dabas aizsardzības mērķu sasniegšanai nepieciešamo dzīvnieku blīvumu. Tādēļ, piemēram, Yyteri, Osmoderma un Somijas pļavu projekti attīrīja tikai tās teritorijas, kur jau iepriekš bija zināms, ka zemnieki ir gatavi ganīt savus lopus. Šī, protams, ir saprātīga naudas un resursu izmantošana, jo attīrīt teritorijas, kuras vēlāk netiek apsaimniekotas, būtu izšķērdīgi.

Daži tālredzīgāki Skandināvijas projekti jau sākuši uztraukties par KLP reformu, kurā paredzēts turpmākos maksājumus nesaistīt ar faktisko dzīvnieku skaitu. Tādēļ zemnieki ir gatavi samazināt savus ganāmpulkus, kas ietekmēs boreālajos zālajos ganīto liellopu un aitū skaitu. Tas ir īpaši aktuāli, jo tiek plānots atcelt līdzšinējo barojošo govju prēmiju un citas līdzīgas tiešās subsīdijas par dzīvniekiem. Jau laikā no 1999.-2002. gadam Zviedrijas Ūsten ezera projekta laikā samazinājās noganītā teritorija (tikai projekta beigās tās sākotnējais apjoms atkal tika sasniegts) pēc tam, kad viens no zemniekiem savu darbību pārtrauca. Protams, jaunajās dalībvalstīs Igaunijā un Latvijā, kur zemnieki maksājumus saņem jau reformētās KLP ietvaros, šīs tendences var atšķirties. Piemēram, Rāpina un Karula

projektos laikā no 2000.-2004. gadam ievērojami palielinājās regulāri apsaimniekotās teritorijas, kad privātās saimniecības pārņēma pamestās kolhozu zemes. Tomēr nākotnē arī šajās valstīs ES lauksaimniecības politika ievērojami ietekmēs boreālo zālāju noganīšanas ekonomiskos aspektus.

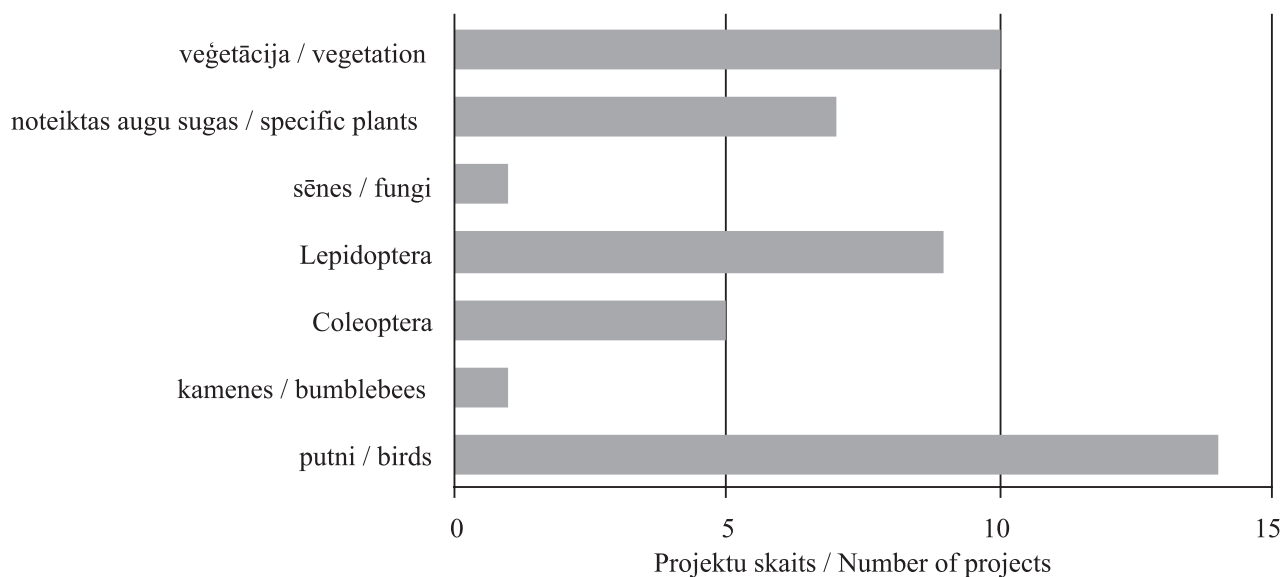
15. Aizsardzības statusa monitorings

LIFE programmā monitoringa iespējas ir ierobežotas, proti, pamataktivitātes un zinātniskie pētījumi netiek finansēti. Atbalstu var saņemt vienīgi ‘vienkāršs’ monitorings, kura rezultātā dokumentē situāciju pirms (*ex ante*) un to salīdzina ar situāciju pēc (*ex post*). Tādēļ LIFE projektos monitoringu veic minimāli un, iespējams, tas bieži notiek ārpus LIFE projektu ietvariem. Tāda prakse ir parasta Somijas projektos, kurus vada sabiedriskās institūcijas, kam ir savas pastāvīgās monitoringa programmas.

No pieejamās informācijas var secināt:

Pirms atjaunošanas parasti tiek veikta inventarizācija vai sākotnēja izpēte. Iegūtos rezultātus izmanto visperspektīvāko teritoriju identificēšanai un atjaunošanas plānu izstrādei. Bieži jaunā informācija ir pārsteidzoša. Piemēram, Karulas projektā sākotnējās izpētes rezultātā izrādījās, ka 50 % no 1100 ha pļavu ir tik aizaugušas, ka to atjaunošana būtu pārāk dārga. No atlikušās teritorijas 350 hektārus ar visaugstāko bioloģisko vērtību (vadoties pēc I pielikuma biotopiem un I pielikuma putniem) izvēlējās LIFE projektam.

Lai iegūtu pārskatu par biotopiem un to aizauguma līmeni pirms un pēc aktivitātēm, vismaz 8 projekti



9. attēls. Galvenās monitoringa indikatoru grupas Boreālā reģiona LIFE-Daba projektos pļavu atjaunošanas un apsaimniekošanas sekmju izvērtēšanai

Figure 9. Main groups of indicators used in LIFE-Nature projects to monitor success of meadow restoration and management in the Boreal region.

izmantoja aerofoto (infrasarkan vai parasto). Viens projekts (Öland pļavas) izmantoja satelīta attēlus, kas bija ļoti dārgi. Lai iegūtu vizuālu ‘pirms un pēc’ salīdzinājumu, divi projekti izmantoja parastu foto dokumentēšanu konkrētos, ar GPS palīdzību noteiktos punktos.

Lai novērtētu atjaunošanas un regulārās apsaimniekošanas rezultātus, bieži tika izmantots vispārējais veģetācijas monitorings (vismaz 10 projekti, 9. attēls), salīdzinot apsaimniekotās un neskartās pļavas.

Vēl vairāk projektu (vismaz 14) veica arī regulāru putnu skaitīšanu (parasti reizi gadā; 9. attēls). Tas tāpēc, ka putni bieži bija pļavu atjaunošanas galvenais mērķis un labs biotopu kvalitātes indikators. Turklāt putnu skaitīšana ir salīdzinoši viegla un projekti tajā varēja iesaistīt vietējos brīvprātīgos no putnu aizsardzības NVO vai ornitologus-amatierus.

Daudzi projekti izmantoja šādus indikatorus atjaunotā biotopa kvalitātes noteikšanai (9. attēls):

- putniem parasti uzsvars bija uz konkrētām sugām (*Aquila pomarina*, *Aquila clanga*, *Crex crex*, *Anser erythropus*, *Calidris alpina schinzii*, *Lanius collurio*) – pirmajiem četriem ir Natura 2000 prioritātes statuss, līdz ar to īpašs monitorings ir pašsaprotams. Pēdējie divi izvēlēti kā indikatorsugas, ko daži projekti izmantoja kā ‘barometru’ piekrastes un parkveida zālāju stāvoklim;
- augu sugas – izmantoja 7 projekti; parasti orhidejas vai tādas retas sugas kā *Hippuris tetraphylla*, *Primula nutans*;
- tauriņi – 9 projekti izmantoja gan kā bioloģiskās daudzveidības indikatoru, gan arī kā indikatoru tiem nepieciešamo augu klātbūtnei. Pļavu projekts konstatēja, ka pieaugušu tauriņu uzskaitē lauka apstākļos bija īpaši atkarīga no laika apstākļiem. Lai izvairītos no neprecizitātēm, projekts pētīja kāpuriem nepieciešamo augu klātbūtni;
- vaboles – izmantoja 5 projekti, divi no tiem izvēlējās vienīgi *Osmoderma eremita*, kas bija viņu vienīgais aizsardzības objekts, bet 3 pārējie monitorēja plašāku vaboļu klāstu;
- sēnes – 1 projekts;
- kameņi – 1 projekts.

Monitoringā izmantotas pārsvarā klasiskās metodes – fiksētie parauglaukumi, līniju un transektu uzskaitē, gaisma slazdi nakts kukaiņiem, sīktauriņu ievākšana, plastmasas trauku izvietošana zemē kukaiņu ķeršanai u.c.

Silma projekts attīstīja metodiku noganīšanas intensitātes efektivitātes monitoringam. Divi projekti izveidoja datu bāzes ar ĢIS savietojamību, tai skaitā datu bāzes visiem veģetācijas parauglaukumiem (novietojums, monitoringa mērķis, atbildīgās personas vārds), kurās tika ievadīti ikgadējie rādītāji.

Monitoringu veica:

- pastāvīgie darbinieki, daži projekti pat pieņēma darbiniekus īpaši monitoringa veikšanai. Sabiedriskajām institūcijām parasti jau bija savas monitoringa programmas, kurām tika pievienoti arī projektā iegūtie dati par biotopiem vai sugām;
- konsultanti;
- vietējās universitātes, kas monitoringu izmantoja kā zinātniskās apmācības studentiem un līdz ar to darbus veica par zemāku samaksu;
- vietējās NVO, īpaši ornitologu klubi (arī lētāks risinājums);
- viens konkrēts darbinieks uz projekta teritorijas daļu, kas rezultātus pārbaudīja divas reizes gadā (Öland pļavu projektā).

LIFE projekta ilgums (maksimāli 5-6 gadi un parasti pēc atjaunošanas palika tikai viens vai divi gadi) bija pārāk īss, lai monitoringa rezultātā uzzinātu konkrētas tendences. Bieži regulārā apsaimniekošana bija tikko sākusies.

Tomēr to pastāvēšanas laikā dažiem projektiem izdevās novērot atjaunošanas un regulārās apsaimniekošanas radītus pozitīvus rādītājus bridējputnu vidū (4 projekti), migrējošo putnu atpūtas vietās, *Crex crex*, *Lanius collurio*, orhideju un taureņu vidū (viens vai divi projekti katrā). Šķiet, ka putni visātrāk reaģē uz biotopu kvalitātes uzlabojumiem.

Dienvidrietumu arhipelāga projekts sagatavoja publikāciju “Augu un veģetācijas monitorings arhipelāgā”, kurā skaidrotas projektā izmantotās monitoringa metodes, rezultātu integrēšana regulārajā apsaimniekošanā, apsaimniekotās zemes izmaiņas un aizsardzības mērķu sasniegšanas prognozes (piemēram, parkveida ganības, Natura 2000 kods 9070).

16. Informācijas plūsma starp projektiem

Projektu analīze parādīja, ka boreālo zālāju projektu starpā ir ne tikai daudz līdzību, bet arī atšķirības un interesantas individuālas pieredzes. Vai visi šie projekti ir darbojušies pilnīgā izolētībā viens no otra, vai arī ir notikusi kāda informācijas apmaiņa? LIFE-Daba programmas ietvaros Eiropas Komisija vienmēr ir mudinājusi projektus sadarboties.

Igaunijas projekti to ir realizējuši praksē – 5 projekti kopā ir organizējuši pieredzes apmaiņas braucienus vienam pie otra, kā arī apmainījušies ar pieejamo informāciju. Šāda veida sadarbība ir ievērojami retāka starp Zviedrijas un Somijas projektiem – tikai 4 Somijas projekti un 2 Zviedrijas projekti ir veidojuši sadarbību ar līdzīgiem projektiem. Tomēr Somijā ir izveidota jauna tradīcija. Katru gadu notiek visu LIFE-Daba projektu tikšanās, kas rada iespēju arī jaunu kontaktu

veidošanai. Abās valstīs gandrīz visus projektus vada sabiedriskās institūcijas (rajona vai apgabala administrācijas Zviedrijā, mežu un parku dienests vai reģionālie vides centri Somijā), kuriem teorētiski jau ir izveidota iekšējā informācijas apmaiņas sistēma. Tikai 7 no 34 projektiem organizēja liela mēroga seminārus vai konferences, kuru dalībnieki pārstāvēja visu boreālo reģionu tai skaitā arī citas valstis, viņi sniedza pārskatu par savu projektu rezultātiem un salīdzināja gūto pieredzi.

No pieejamās informācijas nevar noteikt šos starptautiskos pasākumus apmeklējušo projektu skaitu, bet šāda pieredzes apmaiņa ir notikusi.

17. Secinājumi

Boreālo zālāju atjaunošana un regulāra apsaimniekošana Eiropas mērogā notiek, izmantojot klasiskās metodes. Galveno *ekoloģisko* problēmu – dabīgo sukcesiju, kas zālājus pārvērš niedrājos, krūmājos un mežos – tāpat kā citviet veicina *sociāli ekonomiskais* process. Proti, bioloģiski vērtīgajiem zālājiem nepieciešamie apsaimniekošanas veidi (noganīšana vai siena pļaušana) netiek pielietoti. Zemnieki pakāpeniski pievēršas intensīvākām un rentablākām saimniekošanas formām, kam nepieciešams mazāk zemes. Dažkārt zemnieki pilnībā pārtrauc saimniekošanu, īpaši mazāk perspektīvās teritorijās.

Šāda tendence jau gadu desmitiem ir vērojama Zviedrijā un Somijā. Igaunijā un Latvijā tas aizsākās laikā, kad veidojās kolhozi, kā arī pēc 1990. gada, kad zemnieku izvēli noteica jaunie tirgus ekonomikas nosacījumi. Boreālajiem zālājiem vislabvēlīgākais laiks bija 20. gs. sākums, bet kopš 1940. gada tās pakāpeniski pakļāvušās sukcesijai. Stora Karlso projekts uzskatāmi parādīja, ka dabas aizsardzības institūcijām pagāja kāds laiks, līdz tās spēja adekvāti reaģēt uz notiekošo. Salas kaļķainās pļavas pilnībā aizauga pēc tam, kad principa “ļausim dabai darīt savu” vadīti, apsaimniekotāji no salas aizveda visas aitas un teritorija pirms simts gadiem tika pārveidota par rezervātu.

Laikā, kad dabas aizsardzības institūcijas beidzot saprata, ka pļavu aktīva atjaunošana un regulāra apsaimniekošana ir nepieciešama, kā arī sāka tam piesaistīt finanšu un citus resursus, aizaugušo pļavu skaits bija dramatiski pieaudzis.

LIFE projekti, kas Zviedrijā un Somijā aizsākās 1995. gadā, bet Igaunijā 2000. gadā, ir jāvērtē šajā vēsturiskajā kontekstā. Kā jauns finanšu avots, kas atjaunošanai un apsaimniekošanai bija pieejams paralēli nacionālajiem un privātiem līdzekļiem, LIFE paātrināja jau agrāk sāktos atjaunošanas darbus (piemēram, Yyteri, kur atjaunošana sākās jau 1985. gadā) vai arī palīdzēja tos uzsākt no jauna.

Zviedrijas, Somijas un Igaunijas 34 LIFE projekti ietvēra tūkstošiem hektāru zemju, bet ar tiem to-

mēr nepietiek, lai atjaunotu visus aizaugušos zālājus. Tāpēc ir svarīgi, ka Zviedrijā un Igaunijā nacionālās agro-vides programmas zemniekiem kompensēja aizaugušo zālāju attīrīšanu. Arī valstīs ārpus boreālā reģiona ES līdzfinansētās agro-vides programmas ir atbalstījušas dažāda veida atjaunošanas darbus. Ja Lauku attīstības programmas 2007.-2013. gadam boreālajās valstīs atbalstīs zālāju attīrīšanu, tas veicinās arī turmpāku zālāju atjaunošanu. Kamēr saglabājas boreālo zālāju apsaimniekošanai nelabvēlīgas sociāli ekonomiskās tendences, to uzturēšana gan kvalitātes, gan platību ziņā būs atkarīga no dabas aizsardzības institūcijām. Tā kā agro-vides pasākumi ir viena no nozīmīgākajām komponentēm 2007. – 2013. gada Lauku attīstības programmās, tās zemniekiem apmaksās dabisko un daļēji dabisko zālāju noganīšanu un pļaušanu, vai arī izmaksās kompensācijas par zālājiem Natura 2000 teritorijās. Šādi maksājumi daļēji kompensē finansiāli neizdevīgo zemas intensitātes saimniekošanu un mudina zemniekus ne tikai turpināt, bet arī to no jauna uzsākt. Šī ir iespēja, ko boreālā reģiona valstis var izmantot. Tomēr līdzās šim reformētās ES kopējās lauksaimniecības politikas agro-vides aspektam citi pļavu apsaimniekošanas atbalsta veidi, piemēram, prēmija par barojošo govju un to teļu turēšanu pļavās tiek pakāpeniski atcelta. Zviedrijā un Somijā, kur šāda prēmija bija pieejama, šobrīd noganīšana ir zemniekiem mazāk pievilcīga (Igaunija un Latvija ES pievienojās jau pēc KLP reformas). Situāciju vēl sarežģītāku padara apstākļi, ka zemnieki turpmāk saņems tikai ienākumus papildinošus maksājumus, ja to ražošana atbilsts nacionālajām un ES higiēnas, dzīvnieku labklājības un vides aizsardzības prasībām. Šie maksājumi aizstās līdzšinējās ES subsīdijas produkcijai. Šāda veida starpsektoru atbilstība (kas ietverta, piemēram, Regulā Nr. 1782/2003/EK) papildus pieprasa uzturēt jau esošās pļavu platības (5.panta 2.punkts), kā arī uzturēt zemes labā lauksaimnieciskā un vides stāvoklī (5.panta 1.punkts). Lai saņemtu KLP atbalsta maksājumus, ko tikai nedaudzi var atļauties ignorēt, zemniekiem nāksies uzturēt pļavas un nemainīt to izmantošanas statusu, lai arī ekonomiski izdevīgāk būtu darīt tieši pretējo. Šis varētu būt ietekmīgs līdzeklis pļavu saglabāšanai. Tomēr šī pieeja par atskaites punktu izmanto ļoti nesenu situāciju, līdz ar to tā neattieksies uz 21. gs. sākumā pamestajām, aizaugušajām vai pārprofilētajām pļavām. Uz tām attieksies LIFE un Lauku attīstības programmas ietvaros pieejamie maksājumi zemju attīrīšanai.

Tā kā šīs reformas patlaban tiek ieviestas un Latvija un Igaunija ES lauksaimniecības politikas aprītē nonāca vien 2004.gadā, ir jāpaiet laikam, lai saprastu kā šie savstarpēji konfliktējošie lauksaimniecības politikas instrumenti ietekmēs boreālo zālāju apsaimniekošanu. Tuvākajos gados šis būs lielākais izaicinājums zālāju aizsardzības speciālistiem.

Zemnieki, kas apsaimnieko šajā rakstā apskatītos zālājus, veic sava veida sabiedriski lietderīgo darbu, proti, saglabā iedzīvotājiem un tūristiem pievilcīgas ainavas, saglabā un palielina bioloģisko daudzveidību, uztur Natura 2000 tīklu. Lai izvairītos no šobrīd sarežģītās, un pastarpinātās apmaksas sistēmas, būtu vieglāk izmantot sabiedriskos līdzekļus (nacionālos vai ES), lai zemniekiem maksātu proporcionāli to ieguldījumam bioloģiskās daudzveidības vai ainavu aizsardzībā. Tas atbilstu veidam, kā citi pakalpojumi tiek apmaksāti tirgus apstākļos. Šie maksājumi ideālā gadījumā balstītos uz rezultātiem – X eiro par zālāja hektāru, nosakot noteiktu apsaimniekojamo minimumu. Diemžēl šāda sistēma joprojām ir tikai ieteikuma stadijā, galvenokārt Lielbritānijā un Holandē, un tai ir tāls ceļš ejams, lai sasniegtu ES līmeni.

Alternatīva ir atrast tirgus nišu produkcijai, kas iegūta no dabiskajiem un daļēji dabiskajiem zālājiem. Šajā gadījumā patērētāji maksātu par 'ekoloģisku/ dabisku/ tradicionālu' pārtiku, proti, viņi brīvprātīgi subsidētu tehnoloģiski un ekonomiski neefektīvu zālāju apsaimniekošanu, pretī saņemot vērtīgu produktu. Ja šādu noietu var atrast vai radīt ar izglītošanas vai gudra mārketinga palīdzību, zemniekiem radīsies ekonomiska interese apsaimniekot bioloģiski vērtīgos zālājus. Tomēr šo pieeju *projekta ietvaros attīstīja* tikai nedaudzi no 34 apskatītajiem LIFE projektiem. Zināms, ka vairākas dabas aizsardzības institūcijas ir centušās veidot tirgus nišu ārpus LIFE projektiem, bet šajā rakstā tas nav detalizētāk analizēts.

Tehniski boreālo zālāju atjaunošana (attīrīšana) daudz neatšķiras no citiem bioģeogrāfiskajiem reģioniem. Parasti ir izvēle starp pilnīgu koku un krūmu izciršanu, izveidojot atklātu ainavu, vai atsevišķu koku un puduru saglabāšanu, veidojot strukturāli daudzveidīgu ainavu, kas ir labvēlīga noteiktām putnu sugām. Visām attīrīšanas metodēm (tīrīšana ar rokām un izmantojot tehniku, koku izraušana ar saknēm, kontrolēta dedzināšana, intensīva noganīšana un atvašu nograušana) ir savi plusi un mīnusi. Vairāki projekti (īpaši Stora Alvaret projekts) tos analizēja, lai atrastu savai situācijai atbilstošāko metodi. Iespējamās selektivitātes dēļ projekti, kas strādāja ar jutīgākiem biotopiem vai jutīgiem/retiem augiem un dzīvniekiem, izvēlējās roku darbu. Ļoti slapjas vai akmeņainas augsnes nebija piemērotas darbam ar tehniku, tāpēc visur Eiropā speciālistiem šajos biotopos ir jāspēj rast radošus risinājumus (piemēram, traktori ar balonveida riepām, liesmu metēji). Interesanti, ka vairāki projekti izmantoja attīrīšanā iegūtos lielākos kokus, lai taisītu žogus vai novērošanas torņus. Šī nav pārāk izplatīta prakse.

Projektos bija pārsteidzoši maz hidroloģisko aktivitāšu, savukārt esošās bija vienkāršas. Piemēram, grāvju aizbēršana vai aizdambēšana ierobežotās teritorijās. Nevienā no 34 projektiem nenotika liela mēroga inže-

nierietniski darbi gruntsūdens līmeņa paaugstināšanai tūkstošiem hektāru platībās, upju un strautu dabiskās erozijas un applūšanas atjaunošanai, sūkņu staciju nojaukšanai, ko bieži veic līdzīgos projektos centrālajā un ziemeļrietumu Eiropā. Iespējams, ka boreālie zālāji bija mazāk 'attīstīti' salīdzinājumā ar Eiropas dienvidu daļu, kur ilgstoši un plašos mērogos notikusi meliorācija un ražu intensifikācija (sienam un skābarībai). Dažos boreālajos zālajos drenāžas grāvji pat tika tīrīti – šāda aktivitāte ir ļoti reta Centrāleiropā, kur tieši drenāža negatīvi ietekmējusi bioloģisko daudzveidību. Boreālajā reģionā nefunkcionējoši meliorācijas grāvji var veicināt niedru augšanu, ko savukārt ierobežo grāvī brīvi plūstošs ūdens.

Salīdzinājumā ar Centrāleiropu, projekti mazāk slēdz līgumus ar zemniekiem par darbu veikšanu, bet vairāk paļaujas uz pašu darbiniekus. Tā kā Zviedrijā un Somijā dabas aizsardzības pasākumus pārsvarā veic sabiedrisko organizāciju tīkls (rajonu un apgabalu administrācijas, reģionālie vides centri), kam ir ievērojams darbinieku skaits un labāks tehniskais aprīkojums nekā zemniekiem problemātiskās teritorijās. Ļoti pārsteidzošs ir liels brīvprātīgo nometņu ieguldījums dabas aizsardzībā, īpaši Igaunijā un Somijas piekrastes zālajos (Eiropā vienīgi Beļģijas LIFE projekti piekopj līdzīgu praksi). Būtu interesanti uzzināt socioloģiskos faktorus, kas brīvprātīgo nometnes šeit padara tik populāras.

Šī informācija ilustrē, ka praksē dabas aizsardzības aktivitātes nosaka ne tikai *tehniski labākie risinājumi*, bet arī *sociālais konteksts*. Izmantoto pieeju eksportēšana no vienas valsts vai bioģeogrāfiskā reģiona uz citu var nebūt veiksmīga, ja neņem vērā konkrētas sociālās īpatnības.

Sociālā konteksta nozīmi vēlreiz ilustrē arī veids, kā 34 projektos tiek organizēta regulārā apsaimniekošana. Visi projekti, izņemot vienu, izmantoja noganīšanu, bet tikai 22 no 34 veica pļaušanu. Tikai Igaunijā pļauto un noganīto teritoriju apjoms bija teju vienāds, bet Zviedrijā un Somijā pļaušana veidoja tikai nelielu daļu salīdzinājumā ar noganīšanu. Tomēr vēsturiski siena pļaušana (lopbarība ziemeļiem) bija gandrīz tikpat nozīmīga kā noganīšana. Skaidrojums noganīšanas popularitātei, līdzīgi kā citviet centrālajā, rietumu un dienvidu Eiropā, varbūt meklējams apstākļi, ka zemniekus vairs neinteresē siena izmantošana. Īpaši barības vielām nabadzīgāka siena, kas veidojas, pļaujot vasaras nogalē, atbilstoši dabas aizsardzības prasībām. Skābarība no intensīvi apsaimniekotām pļavām, kukurūza vai industriālā lopbarība ir efektīvāka dzīvnieku barošanai. Zemnieki pļaus, ja par to viņiem maksās, bet tad lētāk izrādītos izmantot projektu darbiniekus un aprīkojumu. Šādu pieeju patiešām arī izmanto Somijā, kur sabiedriskajām institūcijām ir pieejami nepieciešamie cilvēkresursi un aprīkojums. Jebkurā

gadījumā iegūtais siens pēc tam nonāk kompostā, tiek sadedzināts vai izkaisīts uz laukiem. Tomēr Igaunijā pļaušana ir joprojām aktuāla, bet jautājums ir – kāpēc un cik ilgi?

Sociālais konteksts ietekmē apsaimniekošanu par labu noteiktām metodēm, kam attiecīgi ir ietekme uz tehniskajiem un ekoloģiskajiem rezultātiem. Piemēram, vairāki boreālie projekti atzina, ka noganīšanai ir savi ekoloģiskie trūkumi – putnu olas un mazuļus mēdz nomīdīt lopi, tauriņus negatīvi ietekmē pārāk augsta noganīšanas intensitāte. Pie identiskiem secinājumiem pirms pāris mēnešiem nonāca arī Holandes pētniecības projekts par noganīšanu, izmantojot lielos zālēdājus. Vēl viens jautājums, ko aktualizēja viens no 34 projektiem ir šāds – ja aizaugusi parkveida pļava (Natura 2000 kods 6530) tiek atjaunota un tad noganīta, vai tā joprojām klasificējas kā parkveida *pļava* (pēc definīcijas pļavas tiek pļautas siena gatavošanai)?

Galotņošana, kas tradicionāli veikta parkveida pļavās un ganībās, ir vēl pretrunīgāka. Šī aktivitāte nav uzskatāma par mūsdienu lauksaimniecības sastāvdaļu, tāpēc nedaudznie projekti, kas to lietoja, izmantoja pašu darbiniekus, brīvprātīgos vai zemniekus, kas saņēma agro-vides maksājumus. Šis ir arguments par labu vienkāršai samaksas sistēmai, kur zemnieki, administrācijas vai dabas aizsardzības NVO var saņemt sabiedrisko finansējumu par sabiedrībai vajadzīgiem ainavas un bioloģiskās daudzveidības uzturēšanas pasākumiem.

Šādas sistēmas nepieciešamību vēl vairāk apstiprina naudas apjoms un pūles, ko daudzi no 34 projektiem ir ieguldījuši, 'atvieglot' zemnieku iesaistīšanos regulāras apsaimniekošanas veikšanā. LIFE līdzekļus izmantoja žogu, dzirdinātavu, nojumju, traktoru, transporta laivu un pat lopu līdzfinansēšanai – viss par labu zemniekiem, kurus vajadzēja piesaistīt atjaunoto zālāju apsaimniekošanā. Šī infrastruktūra (parasti tās izveidošana būtu zemnieku pārziņā) tika uzstādīta par brīvu, vai arī to vērtību zemnieki atmaksāja tikai daļēji. Lai arī citviet LIFE projekti investē regulārās apsaimniekošanas uzsākšanā, tomēr boreālo zālāju LIFE projektos šādas investīcijas ir ļoti izplatītas (virs 65% projektu). Tas norāda, ka boreālo zālāju apsaimniekošana nav ekonomiski izdevīga, vai arī zemnieku ir palicis tik maz, ka to piesaistīšana atjaunotajām teritorijām iespējama tikai ar šādiem stimuliem. Tā kā zemnieki ir vienīgie, kas, nelietojot dabas aizsardzībai paredzētos līdzekļus, var nopelnīt no lauksaimniecības, kā arī saņemt agro-vides maksājumus, tad citas izvēles nav.

Boreālo zālāju projekti apzinās šo atkarību un daudzi ieguldīja laiku apmācību un izglītojošu braucieni organizēšanā, kā arī gatavojot individuālas zemes apsaimniekošanas norādes zemniekiem. Galvenais dzinulis tam bija centieni nodibināt sadarbību un izglītēt zemniekus.

Projektu ietvarā ne vienmēr bija skaidrs, kā tiek pārbaudīta regulārās apsaimniekošanas atbilstība dabas aizsardzības prasībām, teritoriju vispārējā attīstība un nepieciešamās izmaiņas. Šķiet, ka tas tika veikts ārpus LIFE projektiem. Tas pats attiecas arī uz atjaunošanas un apsaimniekošanas ekoloģisko ietekmju monitoringu. Lai arī dažos projektos to finansēja no LIFE līdzekļiem, lielākā daļa monitoringa tiek veikta citu pasākumu ietvaros. Tomēr pielietotās metodes un indikatori īpaši neatšķīrās no līdzīgiem zālāju projektiem citviet Eiropā.

Zālāju atjaunošanas un apsaimniekošanas kontekstā ir daudz interesantu tehnisku jautājumu un problēmu. Bieži vien nepieciešams laiks, lai saprastu, vai pielietotās aizsardzības metodes ļauj sasniegt ekoloģiskos mērķus. Tomēr galvenais un svarīgākais aspekts apskatītajos boreālo zālāju projektos ir attiecības starp zemniekiem un dabas aizsardzības ekspertiem. Skaidri redzams, ka vairāki projekti, sadarbojoties ar zemniekiem, ir spējuši atjaunot ievērojamas zālāju teritorijas. Tomēr, ņemot vērā zālāju apsaimniekošanas sociāli ekonomiskos apstākļus, kas ir mazāk izdevīgi salīdzinājumā ar citiem zemes izmantošanas veidiem, nākotne ir neskaidra. To veicina arī kopējās lauksaimniecības politikas reforma un atkarība no agro-vides un citiem sabiedriskā finansējuma veidiem. Tā kā visi 34 projekti notika Natura 2000 teritorijās, Somijai, Zviedrijai, Igaunijai un Latvijai ir jāuztur boreālo zālāju labvēlīgas aizsardzības statuss šajās vietās. Kā to nodrošināt, ja zālāju apsaimniekošana samazināsies tāpat kā līdzšinējos 50 gadus? Ar projektu palīdzību šī tendence boreālajā reģionā patlaban ir apturēta vai apsaimniekošana pat paplašinājusies, bet aktuāls paliek jautājums – vai tas ir pastāvīgi, vai vienīgi īslaicīgi? Līdz 2013. gadam valstis var un tām arī vajag maksimāli izmantot Lauku attīstības programmu sniegtās iespējas, piemēram, atbalstu bioloģiski vērtīgajos zālajos iegūtās produkcijas mārketingam. Bet kas notiks pēc tam? Kādu ietekmi radīs klimata izmaiņas – gan laika apstākļu maiņa, gan arī siltumnīcas efektu veicinošo emisiju samazināšanas politika (liellopu izdalītās metāna gāzes, biodegviela un biomasas enerģijas ražas). Natura 2000 labvēlīgas aizsardzības statusam ir jābūt ilgtspējīgam!

Restoration and recurring management of boreal grasslands, seen through the lens of LIFE-Nature projects

Summary

The article analyses 34 LIFE projects targeting Annex I Habitats Directive grasslands (codes 1630, 6110, 6210, 6270, 6280, 6410, 6450, 6510, 6530, 7210, 7230, 9070) in Sweden, Finland and Estonia. It examines the problems threatening these grasslands and the actions taken by the projects to tackle them. The central theme is that the dominant ecological problem (natural succession) is driven by a socio-economic process (changes in farming, rural land abandonment). By the 1990s there was a backlog of overgrown former grasslands. The 34 projects have cleared, restored and started grazing; mowing or pollarding management on large areas, but what is the long-term sustainability? The land management required for the grasslands is not truly economically attractive (otherwise there would be no land abandonment) – hence projects invested in livestock and equipment to entice farmers to return, and the mowing and grazing depends heavily on agri-environment subsidies, which is a major risk.

The article describes the different techniques used to restore overgrown grassland or grassland with unfavourable hydrology, to suppress regrowth after clearance and to manage the restored grassland afterwards. It assesses experience gained and points out unusual methods (special machines for hard conditions, burning, glyphosphate use). The frequency with which different techniques occur, is compared, with possible reasons. Monitoring the impact of the work (techniques, indicators) is discussed. The article examines the human resources used (ranging from using hired local labour, which demonstrates the capacity of conservation to generate rural jobs, to using own staff or volunteer camps). Differences between countries show that in finding practical solutions, technical best practice is affected by social context. Similarly, there is an interesting contrast between projects which rely on land purchase and those which succeeded in getting large numbers of land users to collaborate voluntarily.

Keywords: Grassland, wooded meadow, wooded pasture, alvar, hay meadow, wet grassland, alluvial grassland, coastal grassland, dry grassland, Baltic coastal grassland, boreal biogeographic region, bird habitat, migrating birds, Natura 2000, Habitats Directive, Birds Directive, Habitat restoration, habitat management, restoration, recurring management, grazing, mowing, burning, pollarding, biomass disposal, natural succession, monitoring, ecological indicators, land abandonment, traditional land use, extensive farming, Rural Development Programme, cross-compliance, agri-environment, Common Agricultural Policy reform, stakeholder involvement, partnership

Pielikums: šajā rakstā analizēto LIFE-Daba projektu saraksts

(Projekti, kuros zālāji ir vienīgais vai galvenais aizsardzības mērķis ir izcelti treknā drukā)

(Viens no 34 projektiem – LIFE2001NAT/FIN/7067 Somijas, Zviedrijas, Igaunijas pļavas – ir starptautisks projekts ar teritorijām visās nosaukumā minētajās valstīs. Salīdzinājumam tas ir sadalīts trijos nacionālos apakšprojektos.)

IGAUNIJA

LIFE kods	Saīsināts nosaukums, kas izmantots šajā rakstā	Ilgums (sākuma un beigu datums)	Projekta teritorijas (-u) aptuvenais ģeogrāfiskais novietojums
LIFE2001NAT/FIN/7067	Igaunijas pļavas	4/01-3/04	Saaremaa
LIFE2001NAT/EE/7082	Rannametsa-Soometsa	8/01-5/05	Häädemeeste (Rīgas jūras līcis)
LIFE2001NAT/EE/7083	Rietumigaunija	6/01-12/04	Matsalu nacionālais parks, Saaremaa, Hiiumaa, Pärnava
LIFE2002NAT/EE/8559	Karula	11/01-12/04	Võru rajons, Igaunijas dienvidaustrumi
LIFE2003NAT/EE/0180	Räpina	8/03-10/06	Polvamaa rajons, Peipusa ezers
LIFE2003NAT/EE/0181	Silma	11/02-10/06	Igaunijas ziemeļrietumu piekraste
LIFE2004NAT/EE/0072	Soomaa	4/04-5/08	Soomaa nacionālais parks (ziemeļaustrumos no Pērnavas)
LIFE2004NAT/EE/0073	Köpu	10/04-9/07	Hiiumaa
LIFE2005NAT/FIN/0105	Anser rietumu migrācijas ceļš	4/05-12/08	Matsalu nacionālais parks

Kopā 9 projekti ar teritorijām Igaunijā (divas bija daļa no starptautiska projekta)

SOMIJA

LIFE kods	Saīsināts nosaukums, kas izmantots šajā rakstā	Ilgums (sākuma un beigu datums)	Projekta teritorijas (-u) aptuvenais ģeogrāfiskais novietojums
LIFE1995NAT/FIN/0156	Liminganlahti	4/95-12/98	Oulu
LIFE1996NAT/FIN/3023	Rahja	12/96-5/02	Rahja arhipelāgs, Kalajoki rajons
LIFE1996NAT/FIN/3027	Dienvidrietumu arhipelāgs	1/97-1/00	Skärgård-Saaristomeren nacionālais parks: Baltijas jūras salas, dienvidrietumos no Turku - Ekenas
LIFE1996NAT/FIN/3028	Yyteri	1/97-5/99	Pori
LIFE1997NAT/FIN/4090	Aland	1/98-1/01	Aland arhipelāgs
LIFE1997NAT/FIN/4098	Anser Somija	2/97-9/00	Oulu
LIFE1997NAT/FIN/4102	Porvoonjoki	2/97-2/00	Porvoo
LIFE1997NAT/FIN/4105	Viikki	6/97-6/00	Helsinki
LIFE1997NAT/FIN/4110	Kvarken	2/97-12/02	Kvark arhipelāgs, Vaasa rajons
LIFE1999NAT/FIN/6276	Tornio-Inari	8/99-7/03	Haparanda-Ylitornio-Kolari (Lapzeme)
LIFE1999NAT/FIN/6278	Turku mitrāji	8/99-4/04	Turku rajons
LIFE2001NAT/FIN/7067	Somijas pļavas	4/01-3/04	Piekraste un salas no Ekenas un Hanko līdz Turku -Uusikaupunki
LIFE2002NAT/FIN/8468	Turku piekraste	7/02-12/06	Piekraste starp Salo un Turku
LIFE2003NAT/FIN/0035	Koli	11/02-10/06	Koli nacionālais parks (ziemeļaustrumos no Joensuu, Somijas Karēlija)
LIFE2003NAT/FIN/0039	Lintulahdet LIFE	7/03-6/07	Somijas līča piekraste Porvoo-Hanko
LIFE2005NAT/FIN/0104	Vattaja	4/05-3/09	Lohtaja (Kokkola rajons)
LIFE2006NAT/FIN/0129	Kokemaenjoki	8/06-7/11	Pori

Kopā 17 projekti ar teritorijām Somijā

ZVIEDRIJA

LIFE kods	Saīsināts nosaukums, kas izmantots šajā rakstā	Ilgums (sākuma un beigu datums)	Projekta teritorijas (-u) aptuvenais ģeogrāfiskais novietojums
LIFE1996NAT/S/3185	Stora Alvaret	5/96-12/99	Öland
LIFE1997NAT/S/4204	Osmoderma	7/97-6/02	Södermanland-Smaland-Götaland (Dienvidzvidrija)
LIFE1999NAT/S/6355	Östen ezers	2/99-3/03	Mariestad, Västergötland
LIFE2001NAT/S/7117	Öland zālāji	11/00-6/05	Öland
LIFE2001NAT/S/7118	Stora Karlsö	2/01-12/04	Gotland
LIFE2001NAT/S/7167	Zviedrijas pļavas	4/01-3/04	Uppland piekraste (Norrtälje)
LIFE2002NAT/S/8484	Kinneulle	11/01-6/07	Lidköping, Västergötland
LIFE2004NAT/S/0230	Asköviken-Tidö	1/04-6/08	Västeras (Västmanland)
LIFE2005NAT/S/0108	Ostergotland	1/05-12/09	Linköping rajons (Östra Götaland)
LIFE2006NAT/S/0113	Hejnum Kallgate	9/06-8/11	Gotland

Kopā 10 projekti ar teritorijām Zviedrijā

Dabisko zālāju apsaimniekošana augāja daudzveidībai

Solvita Rūsiņa,

Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, Latvijas Universitāte,
Alberta iela 10, LV-1010,
rusina@lu.lv

Kopsavilkums

Raksts sniedz pārskatu par dabisko zālāju apsaimniekošanas metodēm, kuras izmanto dabisko zālāju atjaunošanai un uzturēšanai, lai saglabātu dabas daudzveidību. Pētījumi par dabisko zālāju apsaimniekošanas ietekmi uz floras un veģetācijas daudzveidību Latvijā sākušies pavisam nesen, un publicētas informācijas gandrīz nav, tādēļ analizēti galvenokārt Vidus- un Rietumeiropā publicētie zinātniskie raksti, pievēršot uzmanību specifiskām, tieši Latvijai svarīgām, problēmām.

Atslēgvārdi: dabiskie zālāji, apsaimniekošana, pļaušana, ganīšana, veģetācija.

1. Ievads

Dabiskie zālāji (pļavas un ganības) ir biotopi, kuros augu segu veido daudzgadīgi lakstaugi un kuru pastāvēšanas nosacījums ir pļaušana un/vai ganīšana. Latvijā tie ir veidojušies ilgstošā dabas un cilvēka mijiedarbībā, un vislielākās platības (ap 30 % no Latvijas teritorijas) tie ir aizņēmuši 20.gs. sākumā.

Pēdējos gadu desmitos Eiropā un Latvijā zālāju veģetācijā vērojamas būtiskas pārmaiņas. Mainot zemes lietojumveidu un tradicionālo apsaimniekošanu, samazinās zālāju platības un fragmentējas biotopi, apdraudot bioloģisko daudzveidību (Fischer, Stöcklin, 1997; Söderström, Pärt, 2000; Willems, 2001). Vides piesārņojums izraisa graudzāļu ekspansiju un sugu daudzveidības samazināšanos (Bobbink et al., 2003; Smart et al., 2003). Tādēļ arvien lielāka uzmanība tiek pievērsta pļavu un ganību biotopu saglabāšanai un atjaunošanai. Pašlaik dabiskie zālāji Latvijā aizņem vairs tikai 0.3 % no valsts teritorijas (Kabucis et al., 2003), taču tie ir neaizstājami ne vien bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā, bet arī kultūrvēsturiskās ainavas saglabāšanā.

Tomēr Latvijā līdz šim nav bijusi prakse, apsaimniekot zālājus tieši ar mērķi, saglabāt raksturīgo veģetācijas struktūru un sugas. Tikai pēdējos gados sākas pētījumi par dažādu apsaimniekošanas veidu un režīmu ietekmi uz zālāju biotu (Jermacāne u.c., 2002). Diemžēl, līdzšinējo monitoringa pētījumu laika rindas vēl ir nepietiekošas (īsākas par 10 gadiem), lai varētu izdarīt vispārinošus secinājumus par konkrētiem apsaimniekošanas veidiem un to efektivitāti zālāju daudzveidības atjaunošanā un uzturēšanā.

Lielākoties, izstrādājot apsaimniekošanas plānus dabiskajiem zālājiem īpaši aizsargājamās teritorijās, tiek pārņemta pieredze no citām Eiropas valstīm, kur

šādi pētījumi sākti jau pirms vairākiem gadu desmitiem (piem., Engures dabas parks, Papes dabas parks u.c.). Tomēr joprojām dabisko zālāju apsaimniekošanā, kuras mērķis ir saglabāt (vai atjaunot) bioloģisko daudzveidību, tiek pieļautas kļūdas, kas tālākā nākotnē var novest pie negatīviem rezultātiem. Piem., šobrīd izplatīta prakse dabisko zālāju apsaimniekošanā ir zāles sasmalcināšana, atstājot to uz pļavas. Tomēr daudzi pētījumi Eiropā (sk. tālāk) ir pierādījuši, ka šāds paņēmieni nenes gaidīto rezultātu, bet gluži otrādi – samazina bioloģisko daudzveidību zālājā.

Šī raksta mērķis ir, balstoties uz Eiropā publicētās zinātniskās literatūras analīzi, sniegt pārskatu par dabisko zālāju apsaimniekošanas metodēm un to atšķirīgo ietekmi uz dažādiem zālāju biotopiem. Tā kā dažādu organismu grupu daudzveidībai zālajos nav ciešas sakarības (Vessby et al., 2002), un vienā rakstā iekļaut visu grupu daudzveidībai veicamo pasākumu aspektus nav iespējams, tad šajā rakstā lielāka uzmanība veltīta flori un veģetācijai.

2. Kas ir dabisks zālājs?

2.1. Termini

Latviešu valodā nav konsekvences dažādu ar zālājiem saistītu terminu lietošanā, īpaši tas attiecināms uz populārzinātnisko literatūru (Kabucis, 2004; Keišs, 2005 u.c.). Pirmajās plašākajās publikācijās par Latvijas zālājiem (19.gs. beigas un 20.gs. sākums) definēts, ka zālājus daļa dabiskos zālajos (veģetācija veidojusies spontāni no savvaļas augu sugām regulāras pļaušanas un/vai ganīšanas ietekmē) un kultivētos zālajos (veģetācija veidota mērķtiecīgi, agrotehniski sagatavojot augsni un iesējot zāļu (parasti vairāku graudzāļu un tauriņziežu sugu) maisījumu, kā arī veicot regulāru zālāja kopšanu un mēslošanu). Jāatzīmē, ka lielākā daļa

dabisko zālāju būtu jādēvē par daļēji dabiskiem, jo tie bez regulāras cilvēka darbības (pļaušana un/vai ganīšana) dabiskās sukcesijas gaitā nesaglabātos, bet gan aizaugtu ar mežu. Tomēr latviešu valodā tradicionāli tiek lietots termins *dabisks zālājs*, tādēļ arī šajā rakstā tas uzskatīts par sinonīmu terminam *daļēji dabisks zālājs*. Abi zālāju tipi (dabiskie un kultivētie) pēc to izmantošanas veida tiek iedalīti dabiskās pļavās (galvenā izmantošana ir pļaušana) un ganībās (galvenā izmantošana ir ganīšana) un kultivētās pļavās un ganībās (Vārsbergs, 1923; 1936/37). Arī vēlāku gadu agronomiska rakstura izdevumos (piem., Tērauds, 1947; 1954; 1968; 1972; Pommers, 1947; Sabardina, 1958) un lauksaimnieku aprindās mūsdienās šāds terminu lietojums ir saglabāts. Līdzīgi tas tiek lietots dažādās vārdnīcās. Konversācijas vārdnīcā termins *pļava* skaidrots sekojoši: „*zemes gabals, kur dabiski vai sētas ilggadīgas zāles aug un izveido sabiedrības tāpat kā ganībās, bet pļavās zāli pļauj zaļbarībai vai sienam, turpretim ganībās to nogana. Tā jēdzieni pļava un ganība īstenībā norāda uz attiecīga zemes gabala izmantošanas veidu, bet pēc būtības ilggadīgas pļavas un ganības apzīmējamās ar vienu vārdu: zālāji, kas arī tai ziņā pareizi, ka dažkārt to pašu zālāju vienu gadu pļauj, otru gadu izmanto kā ganību; tāpat ļoti parasta ir atāla noganīšana pļavā*” (Malta, Vārsbergs, 2004). Līdzīgas nozīmes šiem vārdiem dotas arī citās latviešu valodas vārdnīcās (Guļevska (red.), 1987; Bērziņa-Baltiņa, Bičolis, 1993; <http://termini.lza.lv/akadterm/>, 26.09.2007).

Citāda situācija ir ar šo terminu lietojumu Latvijas biotopu sabiedrībā. Latvijas botāniskajā literatūrā līdz pat mūsdienām dabiskie zālāji visbiežāk tiek saukti vienkārši par pļavām, uzskatot šos terminus par sinonīmiem (piem., Tabaka, 2001, <http://latvijas.daba.lv/biotopi/plavas.shtml>). Piem., Latvijas Dabas enciklo-

pēdijā ir šķirklis *pļava*, kas definēts kā ekosistēma, kuras veģetāciju veido mezofītu daudzgadīgu lakstaugu sabiedrības (Kabucis, 1997), bet šķirkļi *ganība* un *zālājs* šajā enciklopēdijā nav atrodamī. Dažkārt tiek uzsvērts, ka terminu *pļava* latviešu valodā var lietot gan šaurā nozīmē, ar to apzīmējot zālāju, ko izmanto pļaušanai, gan plašā nozīmē, ar to apzīmējot visus zālājus neatkarīgi no to izmantošanas veida (piem., Kabucis, 2004; skolai.daba.lv/proj_materiali/macibu_materiali/vzplavas.pdf, 26.09.2007).

Jāsecina, ka tieši botāniskajā literatūrā šie termini tiek lietoti nepareizi, tādēļ biologiēm būtu jāpievērš lielāka uzmanība pareizai terminu lietošanai. Iespējams, ka šāda situācija veidojusies tādēļ, ka Latvijā tradicionāli vienu un to pašu zālāju izmanto gan pļaušanai, gan ganīšanai (parasti gana atālā, vai maina izmantošanu pa gadiem), bet atsevišķa termina šādai izmantošanai latviešu valodā nav. Šāda izmantošanas prakse ir arī daudzās citās Eiropas valstīs, un tur abējādi izmantotiem zālājiem tiek lietots īpašs termins (1.tab.).

Tomēr visdrīzāk, ka šāds terminu lietojums veidojies krievu valodas ietekmē, tulkojot vārdu *луг* kā pļava, nevis kā zālājs. Piem., Latvijas padomju enciklopēdijā, terminu lietojums ir nekonsekvents un pretrunīgs. Termini *zālājs* un *ganības* definēti līdzīgi kā tas ir jau minētajās vārdnīcās (zālājs – ar zālaugiem aizņemta platība, izšķir dabiskos un kultivētos zālājus; ganības – zemes platība ar dabisku vai sētu daudzgadīgu zālaugu zelmeni, kur gana lauksaimniecības dzīvniekus (Jērāns (red.), 1983; 1987). Savukārt šķirklim *pļava* dots šāds definējums: veģetācijas tips, ko veido daudzgadīgi lakstaugi (mezofīti), kuri spēj augt un veidot zelmeni visu veģetācijas periodu. Pļavas izplatītas visā pasaulē, galvenokārt Z puslodes mērenajā joslā. Izšķir dabiskās

1. tabula. Ar zālāju izmantošanu saistītie termini un to tulkojums citās valodās.

Table 1. Terminology used in grassland management and translations to other languages.

Latviski	Angliski	Vāciski	Krieviski
zālājs	grassland	Grünland, Grasland	злаковник, лугопастбищное угодье
neielabots zālājs (dabisks zālājs)	semi-natural grassland	-	луг
kultivēts zālājs	improved grassland, cultivated grassland	-	окультуренный
pļava	meadow, hay meadow	Wiese	сенокос, луг сенокосный
ganība	pasture	Weide	пастбище
dabiska ganība	natural pasture	Magerweide	естественное пастбище, низкопродуктивное, скудное пастбище
sēta ganība, kultivēta ganība	sown pasture, cultivated pasture	Aussaatweide, Kunstweide	сеянное пастбище, искусственное пастбище
pļava+ganība	pasture meadow	Mäheweide	лугопастбищное угодье

2.tabula. Dabisko un kultivēto zālāju pazīmes mēreni mitrās augsnēs.

Table 2. Features of natural and cultivated grasslands in moderately moist soils.

Pazīme	Dabisks zālājs	Kultivēts zālājs
Augu sugu skaits 1 m ² Augāja struktūra	30 un vairāk (liela sugu daudzveidība) Augāju veido vairāki stāvi (3-4), tai skaitā sūnu stāvs (tas gan var nebūt auglīgāku augšņu zālajos, kur augsni pilnībā noēno lakstaugi). Parasti nav izteikti dominējošo sugu. Labi izveidota velēna, tā samērā blīva, to veido graudzāļu sakņu pinums	1-20 (sugu daudzveidība neliela) Augāja struktūra vienkārša, ar 1-2 stāviem, izteikti dominē 1-3 sugas (sētās graudzāles), citu sugu segums niecīgs, velēna skraja, nesaslēgta
Apsaimniekošana	Tradicionālā apsaimniekošana, kas Latvijā bija izplatīta 20 gs. pirmajā pusē – pļavas un ganības nemēsloja, graudzāles nepiesēja, teritoriju nemainīgi apsaimniekoja vairākus gadu desmitus	Intensīvā apsaimniekošana, kas Latvijā sākās 20.gs. otrajā pusē – regulāra mēslošana, galvenokārt ar minerālmēsliem, graudzāļu piesēja vai pilnīga atjaunošana uzarot un sējot zāļu maisījumu (atjaunošana vidēji vienu reizi 4-6 gados)
Vecums	Izmantota kā pļava vai ganība 20 un vairāk gadus (šajā laikā nav veikta uzaršana un citi pļavas vai ganības ielabošanas darbi)	Zālāja vecums parasti ir mazāks par 10 gadiem
Indikatorsugas	<i>Agrimonia eupatoria</i> , <i>Briza media</i> , <i>Dianthus deltoides</i> , <i>Cardamine pratensis</i> , <i>Carex panicea</i> , <i>C. flacca</i> , <i>C.hartmanii</i> , <i>Fragaria viridis</i> , <i>Galium boreale</i> , <i>Leontodon hispidus</i> , <i>Linum catharticum</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Ophioglossum vulgatum</i> , <i>Pimpinella saxifraga</i> , <i>Plantago media</i> , <i>Polygala</i> spp., <i>Primula veris</i> , <i>Scorzonera humilis</i> , <i>Sesleria caerulea</i> , <i>Sieglingia decumbens</i> , <i>Succisa pratensis</i> , <i>Ranunculus auricomus</i> , <i>Trollius europaeus</i>	<i>Dactylis glomerata</i> , <i>Phleum pratense</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Poa palustris</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> (šīs sugas sastopamas arī dabiskajos zālajos, tomēr nekad tur nav izteikti dominanti; kultivētajos zālajos tās ir biežāk sētās sugas un veido gandrīz monodominantu (ja sēta viena suga) vai dažu sugu zelmeni

un kultivētās pļavas. Dabiskās pļavas pēc izcelsmes iedala primārās un sekundārās pļavās (radušās izcirsto mežu vietā; lielākā daļa Eirāzijas un Ziemeļamerikas neapplūstošo pļavu (Jērāns (red.), 1986). Par Latvijas pļavām dota šāda informācija: „pļavas Latvijā izveidotas galvenokārt mežu izcirstānā un pastāvīgas siena pļaušanas, kā arī ganīšanas rezultātā (Bušs u.c., 1984).

2.2. Dabiski un kultivēti zālāji

Dabiskie zālāji no kultivētiem zālājiem atšķiras gan pēc sugu sastāva un daudzveidības, gan pēc augāja struktūras, kā arī pēc apsaimniekošanas tradīcijām un zālāja vecuma. Parasti grūtības rada mēreni mitru augtņu kultivētu un dabisku zālāju savstarpēja atšķiršana (2. tab.). Sausās augtņēs kultivētie zālāji reti sastopami, un tad parasti intensīvas mēslošanas dēļ mitruma apstākļi uzlabojas (veicina biomasas ražošanu, uzlabo augsnes struktūru, tādēļ ar nokrišņiem nonākušais mitrums ilgāk saglabājas). Arī mitrās augtņēs tos ierīko tikai tad, kad ar hidrotehniskiem pasākumiem novadīts liekais mitrums, tādēļ pat paliņēs kultivēta zālāja sugu sastāvs atbilst mēreni mitrām augsnēm. Latvijas Dabas fondā vairāku projektu ietvaros izstrādāts dabisko zālāju indikatorsugu saraksts, kas palīdz atšķirt dabisku zālāju no kultivēta

zālāja. Šis saraksts publicēts internetā: http://www.ldf.lv/pub/?doc_id=28361.

Zāles pļaušana un noganīšana rada īpašus augšanas apstākļus, kas dod iespēju vienkopus augt lielam skaitam augu sugu. Taču galvenie faktori, kas nodrošina lielu bioloģisko daudzveidību, ir ekstensīvu (tradicionālu) apsaimniekošanas metožu ilgstoša lietošana. Dabai draudzīgā dabisko zālāju apsaimniekošanā nav pieļaujama intensīva mēslošana un zālāja atjaunošana ar graudzāļu sēklu piesēšanu vai zālāja uzaršanu un mākslīga zelmeņa veidošanu.

3. Dabisko zālāju nozīme dabas daudzveidības saglabāšanā

Visā Eiropā dabiskie zālāji ir prioritāri aizsargājami biotopi, no kuriem vairums iekļauti Eiropas Savienības sugu un biotopu direktīvā 92/43/EEC (Anon. 1999). Zālāji ir vieni no retajiem biotopiem, kuru daudzveidība nevar pastāvēt bez cilvēka līdzdalības. Tradicionāli dabiskos zālājus izmantoja siena pļaušanai un ganībām, vai kombinējot abus apsaimniekošanas veidus. Dabiskie zālāji ir sugām bagātākās (piesātinātākās) augu sabiedrības pasaulē – ļoti mazā platībā ir sastopams ļoti liels skaits augu sugu (Willems, 2001). Piem., Igaunijā parkveida pļavā

kaļķainā augsnē 1 m² reģistrētas 63 augstāko augu sugas (Kull, Zobel, 1991).

Visās Eiropas valstīs 20. gadsimtā dabisko zālāju platības ir krasi samazinājušās. Piem., Šveicē kalcifīto zālāju platības sarukušas par 75 % (Maurer et al., 2003), Zviedrijā kopš 1950. gadiem dabisko ganību platības samazinājušas vairāk nekā par 30 % (Pärt, Söderström, 1998), Švābijas Alpos 70 % no kalcifītām ganībām ir izzudušas aizaugšanas un izmantošanas maiņas dēļ (Poschlod et al., 1998), Polijā sauso kalcifīto zālāju platības laikā no 1945. līdz 1995. g. samazinājušās par 50-90 % (Michalik, Zarzycki, 1995).

Vēl līdz 20.gs. vidum Latvijā dabiskie zālāji aizņēma aptuveni 13 % no visas teritorijas. Taču, uzsākot intensīvus meliorācijas darbus un dabisko zālāju iekultivēšanu (pārvēršanu kultivētajos zālajos), dabisko zālāju platība ļoti strauji saruka. Pašlaik tie aizņem mazāk par 0.5 % no Latvijas teritorijas, turklāt tos sastop galvenokārt nelielās platībās mozaikveidā.

Latvijas pļavās un ganībās aug vairāk nekā 520 augu sugu, t.i. 1/3 no Latvijas floras, nereti sastopamas arī vēl citiem biotopiem raksturīgās sugas (Jermacāne, 1996). Vairums Latvijas reto sugu (suga ir reta, ja tai Latvijā ir tikai 1-100 atradnes), kā arī daudzas samērā bieži sastopamas sugas (101-750 atradnes) republikas teritorijā izplatītas ļoti nevienmērīgi, kas bieži saistīts ar to, ka tām Latvijā ir izplatības areāla robeža vai tās ir tuvu šai robežai (Fatere, 1992). Dabiskajās pļavās un ganībās sastopamas vismaz 100 šādas sugas (Latvijā kopumā nedaudz virs 300). Tātad tie ir nozīmīgi ne tikai Latvijā retu sugu aizsardzībai, bet arī šo sugu areāla (dzīves telpas) saglabāšanai.

Daudzām augu sugām zālāji ir nozīmīgākā dzīves vide. Ļoti daudzveidīga ir graudzāļu flora, tās ir arī vienas no biežāk dominējošajām sugām zālāju augu sabiedrībās. 66% no visām Latvijā sastopamām orhideju dzimtas sugām (dzegužpirkstītes, dzegužpuķes u.c.) sastopami dabiskos zālajos. Igaunijā ir noskaidrots, ka dabisko zālāju kvalitātes (bioloģiskās daudzveidības aspektā) un platību sarukšana ir galvenais iemesls, kādēļ būtiski samazinājies atradņu skaits tādām sugām kā *Orchis ustulata* un *O. militaris* (Kull, Hutchings, 2006). Latvijā ir līdzīga situācija.

Pļavas un ganības ir dažādas pēc novietojuma reljefā, augsnēm, mitruma un citiem faktoriem, tādēļ rodas dažādi biotopi, kurus apdzīvo daudzveidīgas augu sabiedrības. Katram zālāju tipam raksturīgs savs īpatnējs kukaiņu, putnu un citu dzīvnieku sugu komplekss. Sevišķi liela floras un faunas daudzveidība ir zālāju un apkārtējo biotopu kontaktjoslās.

Pašlaik dabiskie zālāji ir stipri apdraudēti, jo to platības ar katru gadu sarūk. Lauksaimniecības intensitātes samazināšanās rezultātā izveidojusies situācija, ka zālāju šobrīd ir vairāk nekā tos spēj un ir nepieciešams apsaimniekot. Protams, ka pirmās pļavas un ganības,

ko pamet, ir mazvērtīgākās no lauksaimnieku viedokļa, t.i. teritorijas, kur iegūst mazu ražu un zelmenī ir liels barības ziņā mazvērtīgo augu sugu īpatsvars. Diemžēl tās ir augu sugām visbagātākās un botāniski vērtīgākās pļavas un ganības.

Dabas aizsardzībā ne vienmēr galvenais uzdevums ir saglabāt pēc iespējas daudzveidīgākas augu sabiedrības. Bieži vien mērķis ir saglabāt sugām nabadzīgas sabiedrības (piem., virsājus un kāpu pļavas, kur sugu ir maz, salīdzinot ar kalcifītām pļavām vai ganībām), ja tās reģionā ir ļoti retas un apdraudētas.

4. Dabiskiem zālājiem nepiemēroti apsaimniekošanas pasākumi

4.1. Mēslošana

Mēslošana rada biomasas pieaugumu un reizē strauju sugu daudzveidības samazināšanos. Mēslošanas rezultātā ļoti daudzas sugas iznīkst, jo tās izkonkurē barības vielām prasīgākas sugas (galvenokārt graudzāles – *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Phleum pratense*, *Alopecurus pratensis* u.c., kas spēj labāk uzņemt augsnē esošās barības vielas).

Regulāra pļaušana bez mēslošanas pakāpeniski noplicina augsni, tomēr pļavu un ganību veģetācijai ir pielāgojumi, kas šo procesu padara salīdzinoši lēnu. Pļavu augiem barības vielas uzkrājas augu zemākajās daļās – saknēs, audos pie sakņu kakla, apakšzemes dzinumos. Ja nepļauj pārāk vēlu rudenī, augi paspēj uzkrāt barības vielas nākošajam gadam. Arī tai pašā veģetācijas sezonā zāle pēc pļaušanas ataug, jo arī nopļautiem augiem paliek daudz barības vielu, ko tie izmanto atāla veidošanai. Turklāt ļoti liela biomasa lakstaugiem veidojas ar saknēm. Daļai sakņu rudenī atmirstot, augsnē rodas jaunas barības vielas.

Pēdējos gadu desmitos jārēķinās arī ar to, ka salīdzinoši liels slāpekļa daudzums nonāk augsnē ar gaisa nosēdumiem. Anglijā pētījumi ir pierādījuši, ka sausās kalcifītās pļavās kritiskais slāpekļa mēslojuma daudzums ir 42 kg/ha gadā (Wilson et al. 1995), un ka 1990. gadu laikā novērojama eitrofikācijas izraisīta veģetācijas maiņa dabiskajos zālajos (Smart et al., 2003). Kopumā Eiropas mezofītajos zālajos kritiskās slāpekļa devas vērtē 20-30 kg/ha apjomā, bet kserofītajos zālajos neatgriezeniskas izmaiņas augājā sākas jau pie 10-20 kg/ha (Bobbink et al., 2003). Slāpekļa daudzums, kas nonāk augsnē ar gaisa piesārņojumu, dažādās Eiropas valstīs stipri variē. Piemēram, Nīderlandē, 1950.gados slāpekļa nosēdumi bija vidēji 10-15 kg/ha gadā, bet 1980. gados jau 25-35 kg/ha un pat 50 kg/ha gadā (Willems, 2001). Pat Somijā, kur slāpekļa nosēdumu nokrišņos ir tikai 4-6 kg/ha gadā, dabisko zālāju veģetācijā jau ir novērojamas eitrofikācijas pazīmes (Jantunen, 2003).

Gan sausās, gan slapjās pļavas apdraud arī blakus esošās lauksaimniecības zemes. Īpaši raksturīgi tas ir upju ielejām, kur terašu nogāzēs ir dabiskie zālāji, bet ārpus ielejas ir mēsloji lauki. Ar ūdeni, kas noplūst uz upi, mēslojums pamazām nonāk arī pļavās, tādēļ rodas tāds pats efekts, kā pļavu mēslojot. Slapjās pļavās augšnes bagātināšanās ar slāpekli veicina strauju parastās niedres izplatīšanos. Tā ātri kļūst par valdošo sugu, bet tikpat ātri no zelmeņa pazūd orhidejas, bezdelīgactiņas, retas grīšļu sugas, līdz raibā pļavas zelmeņa vietā var vērot tikai vienvēidīgu niedru audzi.

Mērena mēslošana ar kūtsmēsliem vai citas izcelsmes organiskām vielām ik pēc dažiem gadiem Latvijā agrāk ir izmantota. Piem., Latgalē Barkavas pagastā autore ieguva ziņas, ka palieņu pļavās rudenī tika klāti noplautie kartupeļu laksti, jo kūtsmēsli pietika tikai tīrumiem, bet pļavās uzlabot auglību tomēr centās (M. Neiceniece, pers. ziņojums).

4.2. Meliorācija

Meliorācija ir kardināli mainījusi dabisko zālāju augu sabiedrību izplatību Latvijā. Vēl 20. gs. pirmajā pusē 65% no visām dabiskajām pļavām un ganībām bija pārmitras (Сабардина, 1957), un tajās dominēja mitru un slapju augtņu augu sabiedrības. Sākoties intensīvai meliorācijai, 1967. gadā jau bija nosusinātas 2/3 no visām mitrajām pļavām un ganībām (Anon., 1970). Tā rezultātā mitro un slapjo pļavu un ganību biotopu sastopamība strauji samazinājās.

Tomēr ne vienmēr nosusināšanai ir bijusi tikai negatīva ietekme. Pļavās un ganībās ūdens režīmu sāka regulēt (galvenokārt ar sekliem grāvjiem) jau 19. gadsimtā. Turpinot tradicionālo apsaimniekošanu, šādās teritorijās augu sabiedrībās mainījās dominējošās sugas, taču kopumā tās saglabāja daudzveidīgu sugu sastāvu. Šādās teritorijās nosusināšanas sistēmu ieteicams saglabāt.

4.3. Dedzināšana

Daudzi cilvēki ir sapratuši, ka dabiskie zālāji ir jā-saglabā gan dabas daudzveidībai, gan pašu priekam. Tomēr pēdējos gadu desmitos to apsaimniekošanā tiek pielaistas kļūdas. Daudzviet zālājus nevis nopļauj vai nogana, bet naudas un laika trūkuma vai citu iemeslu dēļ tās pavasarī dedzina.

Tomēr dedzināšana var nodarīt pat vēl lielāku postu, nekā pļavas neapsaimniekošana. Dedzināšana palielina pļavas produktivitāti, tātad tai ir mēslošanas efekts (Ryser et al. 1995). Produktivitātes palielināšanās iespējama pieaug graudzāļu īpatsvars, galvenokārt tās ir stīgojošās graudzāles (*Brachypodium pinnatum*, *Calamagrostis epigeios*), kuras stipri izplatās, samazinot sugu daudzveidību, un tātad arī pļavas botānisko un ainavisko vērtību. Ilgstoši dedzinātās pļavās sugu skaits ir tik pat mazs, kā tas ir kultivētos zālājos. Ir novērots,

ka dedzināšana kalcifitās pļavās rada *Brachypodium pinnatum* dominanci (Ryser et al., 1995; Moog et al., 2002). Zviedrijā dedzināšanas eksperiments noveda pie viendabīgas veģetācijas ar dažu sugu dominēšanu (*Trifolium medium*, *Dactylis glomerata*, *Hypericum maculatum*, *Aegopodium podagraria*, *Galium boreale*), kurai bija maza līdzība ar tradicionāli apsaimniekotu veģetāciju (Wahlman, Milberg, 2002).

Dedzināšanu kā apsaimniekošanas metodi pieļaujams izmantot tikai ilgstoši pamestu dabisko zālāju atjaunošanas pirmajos gados, kad nepieciešams atbrīvoties no biežā kūlas slāņa, kas traucē pļaušanu un ganīšanu.

4.4. Fragmentācija

Fragmentācija pļavu biotopiem ir bīstama tādēļ, ka pļavu sugas vāji pārvar lielus attālumus, kā arī tām ir ļoti nepastāvīga sēklu banka (sēklas dīgtspēju saglabā tikai dažus gadus). Piem., atjaunojamā pļavā orhidejas *Listera ovata*, *Orchis militaris*, *Gymnadenia conopsea*, kuru sēklas izplatās ar vēju, no 300 m tuvās dabiskās pļavas ieradās tikai pēc 5-10 gadiem. *Gentianella campestris*, kuras sēklas pārnēsā dzīvnieki, ieradās tikai pēc 25 gadiem, lai gan augšnes un veģetācijas apstākļi tai būtu ļāvuši ienākt jau pirmajā gadā (Willems, 2001). Daudzām pļavu sugām sēklas izsējas tikai nelielos attālumos. Pētījumos pierādīts, ka pat anemohoru (izplatās ar vēju) sugu sēklas no mātesauga izplatās lielākoties tikai 2-3 metru attālumā, bet maksimālais attālums bija 50 m (Donath et al., 2003).

Šveicē pētījumi pierādījuši, ka fragmentētās pļavu un ganību teritorijās notiek lokāla sugu izmiršana, pie tam pirmās izmirst tieši īpaši aizsargājamās sugas, jo tām pārsvarā ir mazākas izplatīšanās spējas. Saglabājas galvenokārt izplatītās spējīgas eiribiontas (plašu ekoloģiju) sugas (Fischer, Stöcklin, 1997). Parkveida pļavu atjaunošanā secināts, ka dažus gadu desmitus pamestās pļavās augšnes sēklu bankā vairs nav saglabājušās pļavu sugas (Mitlacher et al., 2002).

Parasti pļavās un ganībās visefektīvākā sugu pārvietošanās notika ar ganāmpulku palīdzību. Ir novērots, ka sausās kalcifitās ganībās ar vienas aitas palīdzību (epizoohora sēklu pārnese ar vilnu un nagiem un endozoohora pārnese, izejot sēklām caur zarnu traktu) gada laikā no pļavas var aizmigrēt 50 % no visa ganības sugu kopuma, bet ar vēja palīdzību kalcifīto zālāju sugas gada laikā pārvietojas tikai aptuveni 100 metrus (Poschlod et al. 1998). Arī Latvijā vēl līdz 20. gs. daudzviet praktizēja kopganību lietošanu, resp., visu ciema lopu ganīšanu kopīgā ganāmpulkā, un tātad arī to dzīšanu cauri ciemam uz kopīgām ganībām (Leinesare, 1969). Tas veicināja augu sugu diasporu izplatīšanos lielos attālumos.

Fragmentācijas sekas ir jāņem vērā, ja vēlas atjaunot vai saglabāt pēc platības nelielus izolētus pļavu vai

ganību nogabalus. Fragmentācija rada situāciju, ka sugas iekšienē nenotiek gēnu apmaiņa, bet var novest pie lokālas sugu izmiršanas pat gadījumā, kad apsaimniekošanas pasākumi ir pareizi (Maurer et al., 2003).

4.5. Neapsaimniekošana

Dabiskajos zālajos, pārtraucot pļaušanu un ganīšanu, uzkrājas kūla (iepriekšējo gadu augu atmirusās virszemes daļas, kas nav sadalījušās). Kūlas uzkrāšanās notiek ļoti strauji. Jau pēc 7 gadiem tās masa var sasniegt 70 % no kopējās augu virszemes dzīvo un atmiruso daļu masas (Wells, 1974). Pētījumos Nīderlandē sausās kalcifitās pļavās konstatēts, ka pēc 10 gadus ilga pamešanas perioda kūla veidoja 60 % no visas virszemes augu biomasas (Willems, 1985). Slapjās kalcifitās grīšļu pļavās (*Caricetum davallianae*) novērots, ka kūlas daudzums pēc pļaušanas pārtraukšanas pieaug vairāk nekā 10 reizes (Billeter et al., 2007), augu sugu skaits būtiski samazinās, zelmeņa augstums pieaug par 50 % (Diemer et al., 2001).

Kūlas slānis mazina vides apstākļu dažādību (mazinās mikroklimata, gaismas intensitātes, mitruma režīma atšķirības). Kūla samazina iztvaikošanu (notiek augsnes pamitrināšanās), traucē sēklu dīgšanu, tādējādi kavējot augu sugu atjaunošanos. Kūlas uzkrāšanās rada arī mēslošanas efektu, jo biomasa netiek iznesta no pļavas, tā kūlas veidā ar katru gadu uzkrājas arvien vairāk, un augsnē uzkrājas organiskās vielas (Willems, 1985). Konkurētspējīgākās graudzāles (*Calamagrostis epigeios*, *Brachypodium pinnatum*, *Dactylis glomerata*, *Elytrigia repens* u.c.) nomāc mazāka auguma sugas, un rezultātā zelmeņa augstums pieaug, piem., slapjās kalcifitās pļavās tas var pieaugt par 50 % (Billeter et al., 2007). Rezultātā strauji samazinās sugu daudzveidība, jo izzūd visas sugas, kas nav spējīgas konkurēt ar lielajām graudzālēm. Pazūd arī viengadīgas un divgadīgas sugas, kuras pielāgotas nelieliem atvērumiem zelmenī, piemēram, sausās pļavās ap skudru pūžņiem. Sugu skaita samazināšanās ātrums dažādās pļavās ļoti atšķiras. Ir aprēķini, ka sausās kalcifitās pļavās 10 gadu laikā sugu skaits samazinās par 70 % (Willems, 1990).

Pamestam dabiskajam zālājam raksturīga izteikta veģētācijas mozaīka, ko veido dažu sugu gandrīz monodominantas audzes. Parasti tās ir ekspansīvas graudzāles (piem., *Brachypodium pinnatum*, *Calamagrostis epigeios*, *Bromopsis inermis*, *Holcus lanatus*, *Elytrigia repens*, *Dactylis glomerata*) un nitrofitas augstzāļu sugas (*Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris*, *Chaerophyllum aromaticum*). Tādēļ zālāju par aizaugušu ir jāuzskata jau tad, kad tipiskās sugu polidominances vietā ir novērojama vienas vai divu ekspansīvu (agresīvu) augu sugu dominēšana. Piem., kalcifitā nepļautā pļavā Nīderlandē *Brachypodium pinnatum* 10-15 gadu laikā pilnībā pārņēma pļavu, izspiežot no zelme-

ņa vairumu agrāk pļavai raksturīgo augu sugu (sugu daudzveidība samazinājās par 40 %), un tikai pēc tam sākās kokaugu ieviešanās. Pēc 17 gadiem pļavā bija saglabājušies vairs tikai 15 % no sākotnējā sugu skaita, arī sēklu banka bija stipri nabadzīgāka nekā pirms eksperimenta sākuma (Willems, 2001).

Zālāja aizaugšanas ātrums ir atkarīgs no daudziem faktoriem – mitruma režīma, kokaugu diasporu pieejamības, kūlas slāņa biezuma, traucējumiem, kas veicina kokaugu ieaugšanu u.tml. Ļoti sausas un ļoti slapjas pļavas un ganības aizaug lēnāk, jo tur koku sējeņiem ir nepiemēroti mitruma apstākļi. Arī mēreni mitri zālāji var ilgstoši neapaugt ar kokiem, ja ir izveidojies biezs kūla slānis, un nav traucējumu (kurmjū rakumi, graužēju darbība, ugunsgrēki u.tml.), kas radītu brīvas vietas zelmenī. Tomēr, lai arī sākotnēji kūla kavē koku sējeņu attīstību, tā traucējot pļavas aizaugšanu, tomēr ar laiku veidojas no lakstaugiem brīvas vietas ar atsegtu augsni, kur sāk augt kokaugu sugas. Piem., parkveida pļavas pārvēršas par mežu ar slēgtu lapotni jau 15 gadu laikā (Mitlacher et al., 2002), Igaunijā 700 ha liela alvāru teritorija 40 gadu laikā aizaugusi gandrīz pilnībā – tikai 30 % no teritorijas vēl bijuši atklāti (Pärtel et al., 1999).

Sākoties aizaugšanai ar krūmiem un kokiem, samazinās arī ainaviskā vērtība. Turklāt jāņem vērā, ka ar katru gadu šādu neapsaimniekotu zālāju atjaunot ir arvien sarežģītāk un dārgāk, gan tādēļ, ka krūmu veģētācijas novākšana ir darbietilpīgs process, gan arī tādēļ, ka neapsaimniekotā pļavā strauji samazinās sēklu krājumi augsnē, un tad sugu daudzveidības atjaunošana iespējama tikai ar sēklu ienešanu no citām pļavu teritorijām.

5. Dabisko zālāju atjaunošana un uzturēšana

Eiropā biežāk praktizētie pļavu un ganību atjaunošanas veidi ir zālāja atjaunošana vietās, kur ir bijuši kultivēti zālāji vai tīrumi, un atjaunošana vietās, kur dabiskie zālāji ilgstoši bijuši pamesti, un tie aizauguši ar kokiem un krūmiem. Pļavu un ganību atjaunošanās process ir atkarīgs no daudziem faktoriem, tādēļ iepriekš grūti paredzēt, cik ilgā laikā atjaunošanas pasākumi nesīs pirmos rezultātus. Piem., Norvēģijā kalcifitās pļavas bijušā aramzemē atjaunojās pēc 23 gadu ilgas apsaimniekošanas (Austrheim, Olsson, 1999), Nīderlandē tīruma vietā atjaunotā kalcifitā pļavā vēl pēc 30 gadiem sugu sastāvs bija pārejas stadijā starp tipisku kalcifitu pļavu un jaunu atmatu (Willems, 2001), ko skaidro ar diviem iemesliem: šai pļavai tuvumā nebija tipisku dabisko zālāju, no kurienes varētu ieceļot augu sugu diasporas, kā arī pirms pļavas atjaunošanas tīrums tur bija pastāvējis vairākus desmitus gadu, tādēļ augsnes sēklu bankā nebija saglabājušās pļavu sugas. Šveices

kalnos slapju kalcifītu grīšļu pļavu (*Caricion davallianae*) atjaunošana bija vienlīdz sekmīga gan vietās, kur tās pamestas tikai 4 gadus, gan vietās, kur tās pamestas jau 35 gadus. Tur jau pēc divu gadu pļaušanas sugu daudzveidība būtiski pieauga (Billeter et al., 2007) un bija aptuveni tik pat liela, kā blakus esošajās ilgstoši pļautajās pļavās. Šādi rezultāti skaidroti ar to, ka pamestajās pļavās nebija notikušas būtiskas edafisko faktoru izmaiņas, nebija mākslīgi mainīts hidroloģiskais režīms, nebija bijusi mēslošanas ietekme un saglabājusies biotopam tipiskās augu sugas zelmenī vai vismaz sēklu bankā, kā arī tas, ka kalnos kokaugu ieviešanās pļavās notiek lēnāk nekā līdzenumos.

5.1. Pļavas un ganības

Atjaunojot dabisko zālāju, būtiski noskaidrot vēlamo mērķsabiedrību, kuras atjaunošana ir paredzēta. Viens no ļoti būtiskiem jautājumiem ir definēt, vai mērķis ir atjaunot pļavu vai ganību, jo abi izmantošanas veidi ļoti atšķirīgi iedarbojas uz zālāja veģētāciju un faunu.

Pļavu veģētācija būtiski atšķiras no ganību veģētācijas gan pēc struktūras un sugu sastāva, gan pēc vizuālā veidola, ko tās rada ainavā, tādēļ dabisko zālāju aizsardzībai nepieciešams saglabāt visus apsaimniekošanas veidus (Mitchley, Willems, 1995; Mitlacher et al., 2002; Muller, 2002). Vienā un tajā pašā biotopā (vienādā edafisko faktoru kopā) ganīšana un pļaušana rada pilnīgi atšķirīgu veģētāciju. Piem., Vācijā šāds eksperiments radīja veģētāciju ar *Festuca pratensis* un *Trifolium repens* ganītā daļā un veģētāciju ar *Arrhenatherum elatius* pļautā daļā (Moog et al., 2002).

Literatūrā ir samērā pretrunīgi vērtējumi pļavu un ganību salīdzinājumos. Daži autori uzskata, ka vienādos vides apstākļos ganībās veģētācijas un faunas daudzveidība ir lielāka nekā pļavās, uzsverot, ka ganīšana rada lielāku veģētācijas strukturālo daudzveidību gan vertikālā, gan horizontālā dimensijā, kā arī ganīšana rada plašas ekotona zonas starp atklātu ganību un krūmu un meža veģētāciju, kas palielina sugu piesātinātību teritorijā (piem., Londo, 1990).

Citi autori pētījumos pierādījuši, ka pļavās var būt lielāka daudzveidība nekā ganībās. Zviedru autori ir pētījuši pļaušanas un ganīšanas atšķirības vienā un tajā pašā zālājā un secinājuši, ka pļaušana saglabā vairāk augu sugu nekā regulāra ganīšana. 28 gadus pļautā pļavā 0.5 m² bija vidēji 19-21 suga, bet ganītās vietās 0.5 m² bija vidēji 15-19 sugas, turklāt 17 sugas bija tādas, kuras bija sastopamas tikai pļautajā daļā (*Leucanthemum vulgare*, *Festuca ovina*, *Plantago media*, *Carex montana*, *Campanula persicifolia*, *Ajuga pyramidalis*, *Helictotrichon pratense*, *Campanula rotundifolia*, *Primula veris*), bet tikai 7 sugas tādas, kas sastopamas tikai ganītajā daļā (*Ranunculus* spp., *Geum rivale*, *Aegopodium podagraria*, *Vicia sepium*, *Fragaria vesca*, *Trifolium medium*). Pļautajā daļā bija vairāk sugu ar

zemām Ellenberga ekoloģisko skalu slāpekļa vērtībām (Wahlman, Milberg 2002). Igaunijā, pētot *Gladiolus imbricatus*, secināts, ka pļautā zālājā šai sugai saglabājas bagātīgāka populācija nekā ganītā zālājā (Moora et al., 2007), arī *Rhinanthus* spp. (Coulson et al., 2001) un *Succisa pratensis* (Bühler, Schmid, 2001) labāk jūtas pļautā nevis ganītā zālājā. Līdzīgi novērojumi veikti Nīderlandē ar vēlu ziedošu sugu *Salvia pratensis*, konstatējot, ka no trim apsaimniekošanas veidiem (agra pļaušana no 15. jūnija, vēla pļaušana pēc 15. jūlija un ganīšana visa gada garumā) salvijas populācijai vislabvēlīgākā ir vēlā pļaušana (Hegland et al., 2001). Pētījumos Zviedrijā konstatēts, ka ganīšana visu gadu bez pārtraukuma, kā arī vēlā pļaušana (oktobrī) stipri apdraud sugas *Gentianella campestris* populāciju saglabāšanos, un ka šīs sugas saglabāšanai nepieciešama tradicionālā apsaimniekošana – pļaušana jūlija vidū ar ganīšanu atālā (Lennartsson, Oostermeijer, 2001).

Arī Norvēģijā, pētot pļavu izplatību un daudzveidību, ir secināts, ka ceļmalas un ganības ir mājvieta daudzām pļavu sugām, tomēr tās nevar pilnībā aizvietot pļavas un saglabāt pļavās sastopamo daudzveidību (Norderhaug et al., 2000). Zviedrijā parkveida zālāju pētījumos secināts, ka sugu daudzveidība tradicionāli apsaimniekotās teritorijās (tā ir pļaušana, ganīšana atālā un regulāra koku un krūmu ierobežošana tos izcērtot) ir lielāka nekā teritorijās, kas tiek tikai ganītas nepārtraukti visu gadu (Mitlacher et al., 2002).

Jāatzīmē, ka bez aizsardzības mērķu apzināšanas un prioritizēšanas vienu vai otru apsaimniekošanas veidu nevar uzskatīt par pārāku, jo katrs rada atšķirīgu veģētāciju, un viens nevar aizvietot otru (piem., Londo, 1990; Muller, 2002). Tādēļ mūsdienu tendence nomainīt apsaimniekošanas režīmu no pļaušanas uz ganīšanu, kā arī mainīt pļaušanas laiku no tradicionālā uz vēlo pļaušanu, kas pēdējos gados ir īpaši raksturīgi īpaši aizsargājamās dabas teritorijās gan Latvijā, gan citur Eiropā (piem., Lennartsson, Oostermeijer, 2001), jāvērtē ļoti kritiski.

Lai gan par apsaimniekošanas ietekmi uz augu sabiedrību daudzveidību Latvijā informācija nav apkoporta, tomēr jāņem vērā, ka vairākas zālāju sabiedrības veidojušās un var pastāvēt tikai noteiktas apsaimniekošanas režīmā (Klejn, Steinger, 2002; Myklestad, Saetersdal, 2003). Pļaušana ir nepieciešama *Festucetum pratensis* asociācijas un *Arrhenatherum elatius* sabiedrību pastāvēšanai, bet ganīšanas un pļaušanas mijdarbība ir būtiska tipisku *Anthoxantho-Agrostietum* sabiedrību pastāvēšanai. Ir pētījumi, kas apliecina pļaušanas labvēlīgo ietekmi uz *Carex davalliana* populācijas pieaugumu salīdzinot ar nepļautu vietu (Billeter et al., 2007). Pētījumi apliecina, ka pļaušana rada lielāku sugu daudzveidību, nekā intensīva noganīšana, jo sugas ir evolucionējušas kopā ar pļaušanu, bet ganīšana visu gadu bez pārtraukuma Ziemeļeiropā

ir jauna parādība, kuras ietekmi uz zālāju biotu vēl nevar pilnībā novērtēt un paredzēt (Wahlman, Milberg, 2002; Hegland et al., 2001).

5.2. Pļaušana un ganīšana

Kultivēta zālāja vietā atjaunojot dabisku zālāju, pirmais uzdevums ir samazināt barības vielu daudzumu augsnē. Limitējošie elementi ir N, K un P. Parasti lielāka nozīme pļavu un ganību sabiedrībās ir K un P daudzumam. Ja to ir maz, tad liels N daudzums vēl nenozīmē, ka biomasa zālājā būs liela. Latvijā dabisko zālāju ražība ir vidēji 2-3 t/ha (3. tab.). Rietumeiropā (Nīderlandes pētījumi) par augšējo robežu dabisko pļavu un ganību ražībā uzskata 4-6 t/ha. Ja biomasas ir vairāk (virs 6-7 t/ha), tad sugu sastāvs jau ir nabadzīgs (Oomes, 1992).

Vienkāršākais veids, kā samazināt barības vielu daudzumu, ir uzsākt ikgadēju pļaušanu un pārtraukt mēslošanu. Latvijā tas ir aktuāli mēreni mitrās augsnēs ārpus upju ielejām, kā arī upju palienēs, kas agrāk bijušas meliorētas un arī mēslošanas. Meliorācija noved pie augsnes bagātināšanās ar barības vielām, jo uzlabojas mitruma režīms, labāk un ātrāk sadalās augu atliekas, intensīvāk notiek vielu aprīte, augiem ir vairāk pieejamo barības vielu.

Atjaunojot pļavas, ļoti svarīgi ir izvēlēties pareizu pļaušanas biežumu un laiku. Pļaušanas biežums (regularitāte) būtiski ietekmē atjaunošanas sekmes. Parasti pļauj vienu vai divas reizes gadā, retāk – vienu reizi divos vai trijos gados, piem., Norvēģijā kalnainos reģionos tradicionāli pļavas pļautas tikai katru otro gadu, lai pļavā saglabātos zāles ražība (Øien, Moen, 2001).

Ikgadēja pļaušana pēc tam, kad ir pārtraukta mēslošana, var samazināt barības vielu daudzumu augsnē. Pļaujot agrāk intensīvi mēslootu meliorētu pļavu (pirms meliorācijas bijusi sabiedrība *Junco-Molinietum*) ar zāles novākšanu deviņu gadu laikā novāktā biomasa samazinājās no 11 t/ha līdz 6-7 t/ha, bet vēl pēc pieciem gadiem tā saruka līdz 5-6 t/ha, tomēr optimāla ražība būtu zem 4 t/ha (Oomes et al., 1996). Smilšainās augsnēs šis process notiek ātrāk nekā mālainās un kūdrainās augsnēs: smilšainā augsnē 10 gadu laikā pļavas produktivitāte samazinājās no 12 t/ha līdz 5 t/ha, bet kūdrainā mālainā augsnē no 12 t/ha tikai līdz 8 t/ha (Berendse et al., 1992). Sausās kalcifitās augsnēs augstākā sugu daudzveidība ir pļavās ar ražību ne lielāku par 3.3 t/ha (Willems, Nieuwstadt, 1996).

Tomēr šis process var būt daudz ilgāks, nekā dažkārt tiek paredzēts. Tas ir atkarīgs gan no tā, cik ilgi

3. tabula. Dabisko zālāju ražība (pēc Сабардина, 1952a;b; 1955)

Table 3. Productivity of natural grasslands

Zālāja tips citētajā literatūrā	Zālāja tips pēc Brauna-Blankē klasifikācijas	Ražība t/ha
Slapji zālāji ar <i>Carex acuta</i> , <i>Glyceria maxima</i>	<i>Magnocaricion</i>	(1,5) 2,0-2,6
Slapji zālāji ar <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Poa palustris</i> , <i>Carex acuta</i> , <i>Calamagrostis lanceolata</i> zālāji	<i>Magnocaricion</i>	2,5-3,0
<i>Diglyphideta arundinaceae</i>	<i>Magnocaricion</i>	4,2-4,7
<i>Cariceta gracilis</i>	<i>Magnocaricion</i>	1,9-3,8
Mitri zālāji ar platlapjiem un <i>Calamagrostis lanceolata</i> , <i>Agrostis canina</i> , <i>Poa palustris</i> , <i>Carex flava</i>	<i>Calthion</i>	2,3
Mitri zālāji	<i>Calthion</i>	1,3-3,2
<i>Deschampsia caespitosa</i>		
Mēreni mitras pļavas	<i>Arrhenatherion</i> ,	1,7-3,1
<i>Festuceta pratensis</i>	<i>Festucetum pratensis</i>	
Mēreni mitras pļavas un ganības	<i>Arrhenatherion</i> , <i>Cynosurion</i>	2,7-3,1
<i>Avenastreta pubescentis</i>		
Mēreni mitras ganības	<i>Cynosurion</i>	3,3
<i>Cynosureta cristati</i> (<i>Cynosurus cristatus</i> + <i>Phleum pratense</i>)		
Mēreni mitras ganības	<i>Cynosurion</i>	1,8
<i>Anthoxantheta odorati</i>		
Mitras pļavas	<i>Alopecurion</i>	3,2
<i>Alopecureta pratensis</i>		
Mitri kalcifīti zālāji	<i>Caricion davallianae</i>	1,6
<i>Seslerieta coeruleae</i>		
Mitri zālāji	<i>Molinion</i>	1,1-1,5
<i>Molinieta coeruleae</i>		
Zemo grēšu zālāji	<i>Caricion nigrae</i>	1,1-1,8
<i>Cariceta goodenoughii</i>		

un kāda sastāva minerālmēsli ir lietoti (ja lietots daudz P minerālmēsli, tad pēcefekts ir ilgāks nekā tad, ja lietoti tikai N minerālmēsli), gan no citiem faktoriem (Willems, Nieuwstadt, 1996). Nīderlandē, plaujot agrāk intensīvi mēsloju plavu, kurā bija mērķis atjaunot vilkakūlas sabiedrību, 25 gadu laikā auglība joprojām bija 2 reizes lielāka, nekā šādai sabiedrībai ir pieļaujams. Salīdzinot ikgadēju plaušanu ar plaušanu vienu reizi divos gados, barības vielu daudzums samazinājās ievērojamāk, tomēr sabiedrība joprojām nebija pilnībā atjaunojusies. Minētā raksta autori uzskata, ka šādu efektu izraisīja slāpekļa nosēdumi no gaisa (Bakker, 2005).

Dažkārt atjaunošana ar plaušanu nedod gaidītos rezultātus. Piem., mēģinot atjaunot slapju *Molinia caerulea* plavu pēc ilgstošas kultivētas ganības perioda, tas neizdevās, jo barības vielu daudzums augsnē bija pārāk liels, un tas nesamazinājās ar ikgadēju plaušanu. Tā kā plaušana rezultātu nenesa, tika noņemta augsnes virskārta 15-20 cm biezumā, tas samazināja ražu par 50 % un fosfora daudzumu par 85 %. Tikai šajā gadījumā pakāpeniski atjaunojās molīniju plavai raksturīgā veģetācija (Tallowin, Smith, 2001).

Plaušana divas reizes gadā bija vispiemērotākā, lai atjaunotu kalcifītu plavu, kas aizaugusi ar *Brachypodium pinnatum* (Bobbink, Willems, 1993). Plaušana divas reizes gadā bija efektīvāka par plaušanu vienu reizi gadā arī palieņu plāvās, pierādot, ka plaušana divas reizes gadā samazina konkurenci par gaismu un mikroniēmām augumā mazu sugu ienākšanai un pastāvēšanai sabiedrībā (Bissels et al., 2006), līdzīgi Zviedrijā plaušana divas reizes gadā veicināja viengadīgu konkurēt mazspējīgu sugu daudzuma palielināšanos, jo otreizējā plaušana samazina biomasas daudzumu un kūlas veidošanos (bet tā traucē pavasarī augu sēklām uzdīgt), kā arī rada brīvas vietas zelmenī. Plaušana otro reizi sezonā ir īpaši nozīmīga vietās, kur nenotiek noganīšana atālā (Svensson, Carlsson, 2005).

Plaušana retāk nekā vienu reizi divos gados rada tādu veģetācijas struktūru un sugu daudzveidības samazināšanos, kas līdzinās vispār nepļautai plavai (Ryser et al., 1995, Wahlman, Milberg, 2002). Tādēļ šādu plaušanu nevar ieteikt pastāvīgai plavu saglabāšanai aizsargājamās teritorijās, lai gan tas tomēr ir labāk nekā pilnīga pamešana. Optimālais plaušanas biežums dabisku zālāju saglabāšanā ir viena reize gadā, pieļaujama arī vienreizēja plaušana divos gados. Dabisko zālāju atjaunošanas posmā plaušanai jābūt vēl biežākai.

Plaušanas laiks ir ļoti būtisks faktors plavu apsaimniekošanā. Tradicionāli zālāju plaušanas laiks noteikts pēc dominējošo augu fenoloģiskās fāzes, kā arī vadoties pēc laika apstākļu piemērotības siena žāvēšanai. Ja zāle labi augusi un bijis labvēlīgs gads siena ievākšanai, tad daudzas tālākās un grūtāk pieejamās vietas nav pļautas, bet, ja gads bijis sauss un zāles izaudzis

maz, tad nopļautas visas pat pavisam mazas laucītes. Dažreiz slapjās vasarās, kad pirmais siens samircis un to nav varēts savākt, notika plaušana atālā.

Latvijā tradicionāli plavu plaušanu sāka ap „Jāņiem” (tātad jūnija beigās-jūlija sākumā) un nobeidza augusta sākumā (Draviņš, 1937; T. Lārmanis, M. Neiceniece u.c. pers. ziņojums). Raksturīga bija arī plavu pakāpeniska plaušana – dažas pļavas pļāva ātrāk, lai tajās paspētu izaugt atāls, ko arī vēlāk nopļāva, citas pļāva vēlāk un tikai vienu reizi (Grase, 1937). 20. gs. otrajā pusē, kad lauku darbos arvien lielāku nozīmi ieguva traktortehnika, kas palīdzēja ātrākā laikā pabeigt pavasara un vasaras pirmās puses darbus, plavu plaušanu varēja uzsākt agrāk. Piem., Zemgalē pļavas 20. gs. pēdējās desmitgadēs pļāva un nereti arī siens jau bija savests šķūņos pirms „Jāņiem” (pers. novērojumi).

Tradicionālais plaušanas laiks (jūnija otrā puse un jūlija pirmā puse) saistīts ar laiku zālāja dzīvē, kad daļa augu sugu jau noziedējusi, bet daļa vēl ir ziedos. Šajā laikā zāle vairs nav pārāk udeņaina, tā vieglāk žūst, bet vienlaicīgi barības vielas vēl glabājas augu virszemes daļās (tās nav novadītas uz saknēm krājumiem nākamai sezonai), tādēļ barības vērtība sienam ir augsta. Svarīgi saprast arī to, ka tradicionāli plaušanas laiks gadu no gada stipri mainījās atkarībā no laika apstākļiem un augu fenoloģisko fāžu iestāšanās laika. Nemainīgu plaušanas datumu ieviešana rada papildus bīstamību sugu daudzveidības saglabāšanai. Vairumam zālāju augu sugu un kopumā sabiedrību ir izteiktas gadu fluktuācijas, un pļavas tradicionāli ir pļautas saistībā ar fenoloģiskajām fāzēm (pļaujas laiks sākās laikā, kad vairums sugu bija ziedēšanas otrajā fāzē, kas parasti ir jūnija otrā puse). Būtisks aspekts sugu populāciju dinamikā bija siena atstāšana uz lauka vairākas dienas, līdz tas izžūst. Šajā laikā daudziem augiem sēklas paspēja nogatavoties un nobirt, tās pavasarī veiksmīgāk sadīga, ja plaušana nebija vēla. Vēla plaušana ļauj graudzālēm saknēs uzkrāt barības vielas nākamajam gadam vēl pirms noļaušanas, līdz ar to tās pavasarī ir konkurētspējīgākas, bet jaunajiem dīgšiem izredzes uzdīgt un izaugt samazinās (Svensson, Carlsson, 2005).

Jāatzīmē, ka plaušanas laiku izvēle jābalsta vietējo apstākļu izziņāšanā, nevis akli paļaujoties uz ieteikumiem citu valstu pētījumos. Piem., Norvēģijā tradicionālais plaušanas laiks ir bijis jūlija beigās (Norderhaug et al. 2000), taču tur klimatiskie apstākļi nosaka vēlāku veģetācijas attīstību nekā Latvijā. Šveicē slapjās grīšļu pļavas (*Caricion davallianae*) tradicionāli pļautas septembra vidū (Billeter et al., 2007) un Nīderlandē sausas kalcifītas pļavas aizsargājamās teritorijās plavu saglabāšanas nolūkos pļautas tikai oktobra beigās vai novembra sākumā (Bobbink, Willems, 1991), kas Latvijas apstākļos nav iedomājams. Līdzīgi kā Latvijā, palieņu

plāvas Lielbritānijā (*Alopecurus pratensis-Sanguisorba officinalis* sabiedrības) tradicionāli pļautas vienu reizi gadā jūnija beigās-jūlija sākumā, vasaras otrajā pusē atālu noganot (McDonald, 2001), šajā pašā laikā pļautas sausās kalcifitās *Bromion erecti* pļavas Ziemeļsveices kalnainajos reģionos (Ryser et al., 1995).

Latvijā pēdējos gados plaši izplatīta tieši **vēlā pļaušana**, ko veicina Agrovīdes pasākumos noteiktie ierobežojumi (Anon., 2007), kuru pamatā ir ornitologu ieteikums, lai netiktu iznīcināti griežu u.c. putnu mazuļi. Tomēr attiecībā uz augu segu vēlā pļaušana ir negatīva. Nīderlandē novērots, ka mitras īstās pļavas pļaušana (*Arrhenatheretum*) divas reizes gadā bija ļoti labvēlīga augu sugu daudzveidībai, īpaši zemajām augu sugām, bet vēlā pļaušana vienu reizi gadā septembrī stipri samazināja sugu daudzveidību, un zemās sugas izzuda gandrīz pilnībā. Pētījumi Šveicē liecina, ka sausām kalcifitām pļavām pļaušana vēlāk par jūliju būtiski samazina augu sugu daudzveidību un sugu sastāvu – pļavas veģetācijā sāk dominēt dažas platlapju sugas, kas tradicionāli pļautām pļavām nav raksturīgi (Ryser et al., 1995). Arī mitrās pļavās vēlā pļaušana (septembrī) Nīderlandē veicināja biomasas pieaugumu, kas negatīvi korelē ar sugu daudzveidību (Oomes et al., 1996). Sausu kalcifītu pļavu saglabāšanas nolūkos Nīderlandē aizsargājamās dabas teritorijās 40 gadus veiktā vēlā pļaušana (oktobra beigās un novembra sākums) nav bijusi efektīva pļavu daudzveidības saglabāšanai, jo radījusi izteiktu *Brachypodium pinnatum* dominanci un izteiktu sugu daudzveidības samazināšanos (Bobbink, Willems, 1991). Sugu daudzveidības atjaunošanās tur panākta tikai, ieviešot agro pļaušanu (jūnijs) vai pļaušanu divas reizes sezonā (Bobbink, Willems, 1991).

Vēlā pļaušana ar fiksētu pļaušanas sākuma laiku ir nelabvēlīga vairāku augu sugu populāciju saglabāšanai, piem., pusparazītiem *Rhinanthus* un *Euphrasia*. Šie augi parazitē uz tauriņziežiem un graudzālēm. Tā kā šīs augu grupas zālajos parasti dominē, tad pusparazīti parasti kalpo kā graudzāļu un pļavas platlapju konkurences samazinātāji un sugu daudzveidības veicinātāji, jo tie nomāc graudzāļu un tauriņziežu vitalitāti, tā radot papildus nišas konkurēt mazāk spējīgiem augiem. Zvaguļiem ļoti svarīgi ir pļaušanas laiku maiņa pa gadiem, jo gadu no gada to sēklu ienākšanās laiks variē. Tie ir viengadīgi, un sēklas dīgstspēju saglabā tikai īsu laiku – 1-2 gadus. Ja zāle tiek nopļauta par ātru – sēklas neienākas (Svenson, Carlsson, 2005). Minētajā pētījumā uzsvērts, ka pļaušanas laiki dabiskā pļavā nosakāmi nevis pēc kalendāra datuma, bet pēc veģetācijas attīstības stadijas. Ne velti arī Latvijā dabiskos zālajos pļaušanas laiku nereti noteica pēc zvaguļiem – ja tie jau sāka „žvadzēt” (sēklas bija ienākušās), tad pļaušanas laiks bija pienācis. Zvaguļim sēklas izbirst tikai, kad pilnīgi izkaltušas, tādēļ agrāk,

kad sienu pilnībā izžāvēja uz lauka, tās varēja izsēties siena žāvēšanas (grozīšana, ārdīšana) laikā.

Lai samazinātu kādas sugas dominanci, pļaušanas laiks jāaskaņo ar tās fizioloģisko procesu kalendāru. Piem., Nīderlandē, ikkadēja pļaušana augusta sākumā veiksmīgi samazināja *Brachypodium pinnatum* dominanci pļavā, jo šajā laikā Nīderlandes klimata apstākļos šī suga vēl nav paspējusi novadīt barības vielas no virszemes daļām uz rizomiem, kur parasti tiek uzkrātas barības vielu rezerves nākamajai veģetācijas sezonai (Bobbink, Willems, 1991; Willems, 2001).

Kopumā zālāju veģetācijas pētnieki secina, ka pašreizējā tendence vienkāršot dabisko zālāju apsaimniekošanas veidus rada būtiskus draudus dabisko zālāju daudzveidības saglabāšanai (Lennartsson, Oostermeijer, 2001 u.c.).

Ganīšana ir labs apsaimniekošanas veids gan sausās augsnēs (Bakker, 2005), gan arī mitrās un slapjās augsnēs (Gusewell et al., 2007). Ganīšana ļoti vēlama arī atālā pēc pļaušanas. Ganīšana rada mikromozaiķu gan ar izmīdīšanu, gan ekskrementu un urīna ietekmētiem plankumiem, kur ieviešas tādas sugas (piem., pavasara efemēri nitrofīti), kas nav sastopamas pļavās, bet tikai ganībās. Tā rada brīvas vietas zelmenī (stiprāk nograuztas vai lopu izbradātas), kur nākamajā pavasarī spēj uzdzīvot augu sēklas. Īpaši svarīgas šādas brīvas nišas ir viengadīgām un zemām augu sugām, kurām ir vājāka konkurētspēja, salīdzinot ar lielākiem augiem (Svensson, Carlsson, 2005).

Parkveida ganībās papildus ganīšanas izraisītai mozaīkai nozīmīga ir koku un krūmu izplatība. Labāk ir tad, ja tie sastopami nevienmērīgi, jo pretējā gadījumā tie vienmērīgi noēno augsni, un gaismas prasīgām sugām nav iespējams izdzīvot. Bet ir konstatēts, ka sugu daudzveidība (piesātinātība) korelē ar gaismas intensitāti. Tādēļ, ja parkveida pļavā būs mozaīka ar pilnībā apgaismotiem un daļēji apgaismotiem laukumiem, tad sugu daudzveidība kopumā būs lielāka (Einarsson, Milberg, 1999).

Dažādi dzīvnieki dažādi iedarbojas uz zelmeni, kā arī ganāmpulks ļoti selektīvi izmanto ganību teritoriju, ja tajā ir dažādas augu sabiedrības. Ilgstoša ganīšana var radīt situāciju, ka vietām notiek pārganīšana, bet vietām zelmenis netiek noēsts vispār. Tādēļ iesaka sekot līdzi ganīšanas intensitātei, kā arī katru otro gadu jutīgākās vietas atstāt neganītas (Gusewell et al., 2007).

Ļoti būtiska ir ganīšanas intensitāte. Zviedrijā kā dabas daudzveidības apsaimniekošanai piemērotākā parasti uzskatīta samērā intensīva ganīšana, kuras rezultātā zelmeņa augstums ir mazāks par 3 cm visā ganībā (Pärt, Söderström, 1998). Tomēr tik liela intensitāte ir traucējoša bezmugurkaulnieku un putnu daudzveidības saglabāšanai, tādēļ ieteicama tāda ganīšanas intensitāte, kas rada dažāda augstuma zelmeni (Pärt, Söderström, 1998). Lielbritānijā par zemu ganīšanas

intensitāti aitu ganībās uzskata 6-12 aitas uz hektāru (Gibson et al., 1987).

Koku un krūmu periodiska kontrole (novākšana) ir bijusi raksturīga tradicionālai apsaimniekošanai ganībās (Draviņš, 2000; Wahlman, Milberg, 2002). Ganoties lopi nograuz koku un krūmu sēņņus, bet, ja koks ir jau izaudzis līdz zināmam augstumam, ganīšana to vairs neietekmē. Rezultātā ganībā, ja tajā ir pārāk maza ganīšanās intensitāte, kokaugu apaugums var kļūt pārāk liels. Tomēr kokaugu novākšana nevar būt vienīgais apsaimniekošanas veids, tā obligāti jākombinē ar pļaušanu un/vai ganīšanu. Mēreni mitrās vietās tikai periodiska kokaugu apauguma novākšana bez pļaušanas rada nitrofitu veģētāciju (Wahlman, Milberg, 2002)

Pļaušanas un ganīšanas kombinēšana tradicionālajā lauksaimniecībā bija parasta prakse visā Eiropā, bet pēdējos gadu desmitos abi apsaimniekošanas veidi parasti tiek nošķirti, bet tas nelabvēlīgi ietekmē dabisko zālāju daudzveidību reģionālā mērogā (piem., Ellenberg, 1996; Norderhaug et al. 2000; Wahlman, Milberg, 2002; Jantunen, 2003). Tradicionāli Latvijā pļavas noganīja atālā vai pavasarī. Tas ir svarīgs faktors sugu daudzveidības uzturēšanai. Piemēram, daudziem viengadīgiem augiem pavasarī neizdodas uzdzīgt tikai tādēļ, ka iepriekšējā vasarā pēc nopļaušanas ir paspējis saaugt atāls, kas pavasarī veido kūlu. Ja atālu nogana vai pavasarī kūlas slāni izbradā, lopiem ganoties, tad šādiem augiem uzdzīšanas izredzes vairākkārt palielinās.

5.3. Mulčēšana

Mulčēšana ir zāles nopļaušana, sasmalcināšana un izkaisīšana uz lauka (Moog et al., 2002). Tā rada strauju augu daļu sadalīšanos un atgriešanos vielu apritē, kas rada mēslošanas efektu (Bakker, 2005; Schaffers et al., 1998) un palielina biomasas produkciju (Oomes et al., 1996).

Mulčēšana divas reizes vasaras sezonā (jūnijā un augustā) radīja sugu sastāva vienkāršošanos un zemo sugu krasu samazināšanos zemenī (Moog et al., 2002). Līdzīgus rezultātus ieguva M. Oomes ar līdzautoriem (Oomes et al., 1996). Pļaujot pļavu ar mulčēšanu jūnijā un septembra sākumā, piecu gadu laikā zemeņa biomasa pieauga no 6-7 t/ha līdz 11 t/ha, kas atbilda saražotās biomasas daudzumam intensīvi kultivētā un mēsloātā pļavā. Mulčētais materiāls sadalījās 4 nedēļu laikā, tādēļ netika novērota negatīvā kūlas uzkrāšanās ietekme. Latvijā klimatiskie apstākļi ir mazāk piemēroti ātram augu masas sadalīšanās procesam. Slīteres Nacionālajā parkā tika novērots, ka zāle, kas nopļauta jūlijā, vēl nākamā gada jūlijā nav sadalījusies, un ir acīmredzams kūlas uzkrāšanās efekts – plankumiem zemi sedz mulčētais materiāls, uz kura sāk ieviesties nezāļu sugas (*Galeopsis* sp., *Elytrigia repens*).

25 gadu ilgā eksperimentā mulčēšana vienu reizi augustā radīja kūlas uzkrāšanās efektu, un sugu sastāvs atšķīrās no pļautās daļas, bet mulčēšana katru otro gadu radīja veģētāciju, kas veidojas pļavā, tajā neko nedarot (Moog et al., 2002). Kopumā mulčēšana veicina pļavām neraksturīgas veģētācijas veidošanos (veģētācijas kļūst augstāka un sāk dominēt dažas augstās lakstaugu sugas, kas rada konkurenci par gaismu, tādēļ zemās pļavu sugas iznīkst), tās rezultātā pazūd pļavai tipiskā veģētācija un sugu sastāvs (Kornaš, Dubiel, 1991). Nīderlandē katru otro gadu septembrī mulčētā mēreni mitrā *Cynosurion* pļavā 15 gadu laikā izveidojās augstzaļu veģētācija, kurā dominēja *Holcus lanatus*, *Agrostis tenuis*, *Elymus repens*, *Heracleum spondylium* (Bakker et al., 2002).

Kā alternatīva pļaušanai mulčēšana pieļaujama tikai ļoti nabadzīgās sausās pļavās (*Koeleria-Coryneporetea* un *Festuco-Brometea*), bet nekādā gadījumā mēreni mitrās un mitrās pļavās. Sausā pļavā pēc 25 gadu mulčēšanas sugu sastāvs vēl bija raksturīgs dabiskam zālājam (Moog et al., 2002, Vācijas dienvidrietumi), tas liecina, ka pilnībā atņemt šo apsaimniekošanas variantu nevar, īpaši tādēļ, ka ekonomiski tas ir daudz izdevīgāks nekā pļaušana ar zāles novākšanu. Tomēr jāņem vērā, ka minētie pētījumi veikti Vācijas dienvidrietumos, kur klimatiskie apstākļi ir labvēlīgāki straujākam zāles sadalīšanās procesam nekā tas ir Latvijā, tādēļ Latvijā ar mulčēšanu dabisko zālāju atjaunošanā jābūt uzmanīgiem.

5.4. Augsnes virskārtas (velēnas) noņemšana

Šis paņēmieni ir ar spēcīgāku iedarbību uz sistēmu nekā pļaušana un ganīšana. To parasti pielieto tad, ja ar pļaušanu un/vai ganīšanu nevar panākt vēlamu rezultātu (vai nav paredzams, ka varēs). To izmanto pļavu atjaunošanā stipri mēsloātās ganībās vai bijušo tīrumu vietā. Izmantojot šo paņēmieni, svarīgi ir novākt augsni pilnībā aizvēkt no pļavas, bet ne atstāt to kādā zālāja daļā. Vietās, kur šī augsne atstāta, veidojas vai nu nitrofitas sabiedrības vai monodominantas sabiedrības ar dažu graudzāļu dominēšanu (bieži tās ir *Agrostis tenuis* un *Holcus lanatus*) (Bakker, 2005). Šo metodi plaši izmanto Rietumeiropā, kur tradicionālā pļaušana un ganīšana ļoti lielā slāpekļa nosēdumu apjoma dēļ nedod gaidītos rezultātus (Berendse et al., 1992).

5.5. Mitruma palielināšana

Mitruma palielināšana attaisnojas slapju pļavu veģētācijas atjaunošanai vietās, kur bijusi stipra meliorācijas ietekme. Mālainā kūdrainā augsnē 30 cm gruntsūdens pacelšana veicināja slapjas pļavas atjaunošanos Nīderlandē piecu gadu laikā (Oomes et al., 1996). Tomēr jāņem vērā tas, vai ūdens, kas pienāks pļavai, ir ar skābu vai bāzisku reakciju, un kā tas ietekmēs veģētāciju, kuru grib atjaunot.

Viens no mērķiem parasti ir atjaunot palu režīmu palienē, uzskatot, ka tas ir pietiekošs pasākums, lai atjaunotos palienes pļavai raksturīgs augu sugu sastāvs. Latvijā lielā daļā palienu zālāji ir ielaboti – piesēti un mēsloāti, tādēļ barības vielu daudzums ir ļoti liels un sugu piesātinātība šādās sabiedrībās ir neliela. Kā rāda pētījumi Viduseiropā, tikai palu atjaunošana bieži nenes gaidītos rezultātus (Bissels et al. 2004). Kā galvenais faktors, kas nosaka šo situāciju, tiek minēts tas, ka pļavu sugām nav noturīgas sēklu bankas, un iekultivēšana šīs sēklu bankas ir iznīcinājusi. Līdz ar to atjaunojot apsaimniekošanu, sugas tomēr neparādās, jo to vienkārši šajā teritorijā nav. Savukārt fragmentācija nosaka to, ka no citām reģionā esošām pļavās sugas nevar ienākt, jo vairumam pļavu sugu ir vājas izplatīšanās spējas. Tādēļ pļavu atjaunošanā liela nozīme ir sēklu piesējai vai augu materiāla ienešanai pļavā no vietām, kur sugu sastāvs ir tipisks palienes pļavai (Maurer et al., 2004).

5.6. Sugu reintrodukcija

Bieži vien tikai ar apsaimniekošanas atjaunošanu nepietiek, jo biotopu fragmentācija rada situāciju, ka sugām nav no kurienes atnākt. To izraisa arī tas, ka mūsdienās vairs nenotiek ganāmpulku, kā arī tehnikas pārvietošana ainavā, un tas mazina iespēju sugām migrēt. Lai novērstu fragmentācijas radīto iespaidu, uz atjaunojamo zālāju pārvieto pļauto zāli kopā ar augu diasporām (Lepš et al., 2007). Visefektīvāk šādu paņēmieni var izmantot, ja vispirms ir noņemta velēna, un tikai pēc tam uznešs augu materiāls (Hölzel, Otte, 2003). Tomēr jāņem vērā, ka plaši izplatītas sugas parasti iesakņojas labāk nekā retās sugas, tādēļ iespējams, ka augu materiāls ir jāievēc selektīvi (Tikka et al., 2001). Reinas ielejā Vācijā augu materiālu ienesa gan kultivētā zālājā, gan agrākajā aramzemē. Veiksmīgāk atjaunojās pļava agrākajā aramzemē. Tas liecina, ka ilgstoši stabila konkurētspējīgu graudzāļu veģetācija, kāda bija kultivētajā zālājā, traucēja jaunu sugu ienākšanai (ļoti stipra konkurence), pat gadījumā, kad sugu diasporas bija pieejamas, un augsnes auglība vairs nebija tik liela, kā tipiskos kultivētos zālajos (Donath et al., 2007; Austrheim, Olsson, 1999). Arī Latvijā šī iemesla dēļ pēdējos gados uzsāktajos atjaunošanas projektos, iespējams, būs ilgi jāgaida uz rezultātu, jo īpaši palienu pļavās un kultivētos zālajos.

Dažkārt sugu ieviešanai zālajos var būt ne vien tipiska sugu sastāva veidošanas funkcija, bet arī vides apstākļu uzlabošanas funkcija. Lielbritānijā ir pētījumi, ka *Rhinanthus* spp. iesēšana pļavā palīdz citām konkurēt mazspējīgām sugām ienākt sabiedrībā. Tas iespējams tādēļ, ka zvaguļi ir pusparazīti, kas parazitē uz graudzālēm un tauriņziežiem. Liela pusparazītu īpatsvara ieviešana sabiedrībā izrādās ekonomiski izdevīgākā nekā darbietilpīgā un dārgā augsnes virskārtas noņemšana (Bullock, Pywell, 2005).

6. Secinājumi

Pašreizējā tendence, vienkāršot dabisko zālāju apsaimniekošanas veidus, rada būtiskus draudus dabisko zālāju daudzveidības saglabāšanai. Tradicionālā apsaimniekošana Eiropā un arī Latvijā ir bijusi pļaušanas un ganīšanas kopdarbība – vispirms pļāva, tad ganīja atālu, vai ganīja pavasarī un pļāva pēc tam. Būtiska ir bijusi pļaušanas laiku un ganīšanas intensitātes noteikšana, balstoties uz augu fenoloģiskajām fāzēm un laikapstākļiem, kā arī ražības dinamiku. Šāda nedeterminēta apsaimniekošanas veidu un regularitātes maiņas uzturēšana ir ļoti nozīmīga mūsdienās redzamās daudzveidības saglabāšanai reģionālā un lokālā līmenī.

Pēdējo gadu tendences (jauninājumi) zālāju apsaimniekošanā ir ganīšana visu gadu, vēlā pļaušana un mulčēšana (sasmalcinātās zāles atstāšana uz pļavas). Ganīšana visu gadu boreonemorālajā Eiropā un arī Latvijā ir jauna parādība, kuras ilglaicīgo ietekmi uz dabas daudzveidību vēl nevar prognozēt. Vēlā pļaušana nedrīkst būt universāls apsaimniekošanas paņēmiens visas valsts mērogā, jo, vērtējot ilglaicīgā perspektīvā, tā samazina augu sabiedrību un floras daudzveidību. Mulčēšana dabas daudzveidības saglabāšanas mērķiem nav piemērojama, izņemot tikai ļoti nabadzīgas zālāju ekosistēmas, kur mulčēšanas ietekmē nenotiek intensīva barības vielu uzkrāšanās.

Stipri fragmentētās zālāju teritorijās tikai pļaušana un/vai ganīšana neveicina dabiska zālāja atjaunošanos. Tur efektīvākie paņēmieni ir sugu reintrodukcija kombinācijā ar augsnes virskārtas noņemšanu, kas veicina ienesto sugu iemājošanos.

Joprojām zināšanas par konkrētu apsaimniekošanas paņēmieni ietekmi uz dažādām augu un dzīvnieku sabiedrībām nav pilnīgas, tādēļ obligāts nosacījums, veicot zālāju atjaunošanu un/vai saglabāšanu dabas aizsardzības nolūkā, ir apsaimniekošanas sekmju monitorings.

7. Pateicības

Pētījumu daļēji finansēja Eiropas Sociālais Fonds projekta „Doktorantu un jauno zinātnieku pētniecības darba atbalsts Latvijas Universitātē” ietvaros.

Literatūra

- Anon. 1970. *Meliorācijas attīstība Latvijā*. Latvijas Hidrotehnikas un Meliorācijas zinātniskās pētniecības institūts. Rīga.
- Anon. 1999. *Interpretation Manual of European Union Habitats*. EUR 15/2, October. European Commission. DG Environment.
- Anon., 2007. *Rokasgrāmata platību maksājumu saņemšanai 2007. gadā*. Lauku atbalsta dienests, Rīga, 80 lpp.

- Austrheim G., Olsson E.G.A., 1999. How does continuity in grassland management after ploughing affect plant community patterns? *Plant Ecology*, 145: 59-74.
- Bakker J.P., 2005. Vegetation conservation, management and restoration. In: *Vegetation Ecology* (Ed. E van der Maarel). Blackwell Publishing, UK, 309-331 pp.
- Bakker J.P., Elzinga J.A., de Vries, Y. 2002. Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. *Applied Vegetation Science*, 5: 107-120.
- Berendse F., Oomes M. J. M., Altena H. J. and Elberse W. Th. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation*, 62: 59-65.
- Bērziņa-Baltiņa V., Bičolis J. 1993. *Latviešu valodas vārdnīca. Vārdu pareizrakstība, vārdu izruna, vārdu formas, vārdu nozīme*. Amerikas latviešu apvienība, 907 lpp.
- Billeter R., Peintinger M., Diemer M. 2007. Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4-35 years of abandonment. *Botanica Helvetica*, 117: 1-13.
- Bissels S., Donath T.W., Hölzel N. & Otte A. 2006. Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 7: 433-442.
- Bissels, S., Hölzel, N., Donath, T.W. & Otte, A. 2004. Evaluation of restoration success in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. *Biological Conservation*, 118: 641-650.
- Bobbink R. & Willems J.H. 1991. Impact of different cutting regimes on the performance of *Brachypodium pinnatum* in Dutch chalk grassland. *Biological Conservation*, 56, 1-21.
- Bobbink R. & Willems J.H. 1993. Restoration management of abandoned chalk grassland in the Netherlands. *Biodiversity Conservation*, 2: 616-626.
- Bobbink R., Ashmore M., Braun S., Fluckiger W., van den Wyngaert I.J.J. 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: *Empirical critical loads for nitrogen*. Environmental Documentation No 164. Acherman, B., Bobbink, R. (eds.). Swiss Agency for the Environment, Forests and the Landscape, Berne, pp. 43-170.
- Bühler C., Schmid B. 2001. The influence of management regime and altitude on the population structure of *Succisa pratensis*: implications for vegetation monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 38: 689-698.
- Bullock J.M., Pywell R.F. 2005. Rhinanthus: a tool for restoring diverse grassland? *Folia Geobotanica*, 40: 273-288.
- Bušs K., Gavrilova Ģ., Tabaka L., Vimba E. 1984. Augu valsts. Gr. Jērāns P. (red.). *Latvijas Padomju enciklopēdija*. 5. sēj. Galvenā Enciklopēdiju redakcija, Rīga, 77-83.lpp.
- Coulson S.J., Bullock J.M., Stevenson M.J., Pywell R.F. 2001. Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology*, 38: 204-216
- Diemer M., Oetiker K., Billeter R. 2001. Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science*, 4: 237-246
- Donath T.W., Bissels S., Hölzel N. & Otte A. 2007. Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation*, 138: 224-234.
- Donath, T. W., Hölzel, N., Otte, A. 2003. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science*, 6: 13-22
- Draviņš K. 1937. Siena pļaušana. *Ceļi. Rakstu krājums. Etnografija, folkloristika, lingvistika*. Rīga, Ramaves apgāds, 8: 148-166.
- Draviņš K. 2000. *Kurzemē aizgājušos laikos. Atmiņas, nostāsti, vērojumi*. Jumava, Rīga.
- Einarsson A., Milberg P. 1999. Species richness and distribution in relation to light in wooded meadows and pastures in southern Sweden. *Annales Botanici Fennici*, 36: 99-107.
- Ellenberg, H. (1996) *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer, Stuttgart. 1095 S.
- Fatare I. 1992. Latvijas floras komponentu izplatības analīze un tās nozīme augu sugu aizsardzības koncepcijas izstrādāšanā. *Vides aizsardzība Latvijā* 3. Rīga, 258 lpp.
- Fischer, M. & Stöcklin, J. 1997. Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950 – 1985. *Conservation Biology*, 11: 727-737.
- Gibson C.W.D., Watt T.A., Brown V.K. 1987. The use of sheep grazing to recreate species-rich grassland from abandoned arable land. *Biological Conservation*, 42: 165-183
- Grase H. 1937. Pļava un pļavas darbi dažādos Latvijas novados. *Ceļi. Rakstu krājums. Etnografija, folkloristika, lingvistika*. Rīga, Ramaves apgāds, 8: 148-166.
- Guļevska D. (red.) 1987. *Latviešu valodas vārdnīca*. Avots, Rīga, 883 lpp.
- Gusewell S., Pohl M., Gander A. and Strehler C. 2007. Temporal changes in grazing intensity and herbage quality within a Swiss fen meadow. *Botanica Helvetica*, 117: 57 – 73.
- Hegland S.J., van Leeuwen M., J. Gerard B. Oostermeijer J.G.B. 2001. Population structure of *Salvia pratensis* in relation to vegetation and management of Dutch dry floodplain grasslands. *The Journal of Applied Ecology*, 38, 6: 1277-1289.
- Hölzel, N., Otte, A. 2003. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science*, 6: 131-140.
- Jantunen J. 2003. Semi-natural grasslands and their vegetation under different agricultural practices. *PhD Dissertations in Biology*, No. 17., University of Joensuu, Joensuu, 28 pp.
- Jērāns P. (red.) 1983. Ganības. Gr.: *Latvijas padomju enciklopēdija*. 3. sējums. Galvenā enciklopēdiju redakcija, Rīga, 486-487.lpp.
- Jērāns P. (red.) 1986. Pļava. Gr.: *Latvijas padomju enciklopēdija*. 8. sējums. Galvenā enciklopēdiju redakcija, Rīga, 21-22.lpp.
- Jērāns P. (red.) 1987. Zālāji. Gr.: *Latvijas padomju enciklopēdija*. 10. sējums. Galvenā enciklopēdiju redakcija, Rīga, 548.lpp.
- Jermacāne S. 1996. *Latvijas pļavu floras analīze un tās pielietojums Jēkabpils rajona pļavu floras raksturošanai*. Kursu darbs. Rīga, 69 lpp.

- Jermacāne S., Kabucis I., Sinkevičs G. 2002. Kalcifīlo pļavu apsaimniekošanas un atjaunošanas monitorings Abavas ielejā. Gr. *Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā* (Red. O. Opermanis). DANCEE, Rīga, 19-27 lpp.
- Kabucis I. 2004. *Pļavas Abavas krastos*. Latvijas Dabas fonds. SIA „Apgāds Kodols”, Rīga, 14 lpp.
- Kabucis, I. 1997. Pļava. *Latvijas Daba. Enciklopēdija "Latvija un latvieši"*. Apgāds Preses Nams, Rīga. 5, 154-156.lpp.
- Kabucis, I., Rūsiņa, S., Veen, P. 2003. *Grasslands of Latvia. Status and conservation of semi-natural grasslands. European Grasslands. Report Nr.6*. Royal Dutch Society for Nature Conservation, Latvian Fund for Nature, 46 p.
- Keišs O., 2005. *Putni palieņu pļavās*. LIFE-Daba projekts „Palieņu pļavu atjaunošana Eiropas Savienības sugām un biotopiem”Nr. LIFE04NAT/LV/000198. SIA „Jelgavas Tipogrāfija, Jelgava, 25 lpp.
- Klejn, D., Steinger, T. (2002) Contrasting effects of grazing and hay cutting on the spatial and genetic population structure of *Veratrum album*, an unpalatable, long-lived, clonal plant species. *Journal of Ecology*, 9: 360-370.
- Kornaš J. & Dubiel E. 1991. Land use and vegetation change in the hay meadows of the Ojców National Park during the last thirty years. *Veröff. Geobot. Inst. Eidg. Tech. Hochsch. Stift. Rübel Zür.* 106: 208-231.
- Kull T., Hutchings J. 2006. A comparative analysis of decline in the distribution ranges of orchid species in Estonia and the United Kingdom. *Biological Conservation*, 129: 31-39.
- Kull, K., Zobel, M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. *Journal of Vegetation Science*, 2, 209-218.
- Leinesare I. 1969. Zemkopība un lopkopība. Gr. *Latviešu etnogrāfija*. Rīga, Zinātne, 97-105.lpp.
- Lennartsson T., Oostermeijer J.G.B. 2001. Demographic variation and population viability in *Gentianella campestris*: effects of grassland management and environmental stochasticity. *Journal of Ecology*, 89: 451-463.
- Lepš J., Doležal J., Bezemer T. M., Brown V. K., Hedlund K., Igual A.M., Jörgensen H.B., Lawson C.S., Mortimer S. R., Peix G.A., Rodríguez B.C., Santa R.I., Šmilauer P., van der Putten W.H. 2007. Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science*. 10: 97-110.
- Londo G. 1990. Conservation and management of semi-natural grasslands in Northwestern Europe. In: Bohn U., Neuhausl R. (Eds.) *Vegetation and flora of temperate zones*. SPB Academic Publishing, The Hague, 69-77.pp.
- Malta N., Vārsbergs J. 2004. Pļava. Gr. *Latviešu konversācijas vārdnīca*. Švābe A., Būmanis A., Dišlers K. (red.), 17. sēj., Antēra, Rīga.
- Maurer K., Durka W., Stöcklin J. 2003. Frequency of plant species in remnants of calcareous grassland and their dispersal and persistence characteristics. *Basic and Applied Ecology*, 4, 307-316.
- McDonald, A.W. 2001. Succession during the re-creation of a flood-meadow 1985-1999. *Applied Vegetation Science*, 4: 167-176.
- Michalik S., Zarzycki K. 1995. Management of xerothermic grasslands in Poland: botanical approach. *Colloques Phytosociologiques* 24: 881-895.
- Mitchley, J. & Willems, J.H. 1995. Vertical canopy structure of Dutch chalk grasslands in relation to their management. *Vegetatio*, 117: 17-27.
- Mitlacher K. & Poschlod P., Rosén E., Bakker J.P. 2002. Restoration of wooded meadows – a comparative analysis along a chronosequence on Öland (Sweden). *Applied Vegetation Science*, 5: 63-73.
- Moog, D., Kahmen, S., Poschlod, P., Schreiber, K.-F. (2002): Comparison of species composition between different grassland managements – 25 years fallow experiment of Baden-Württemberg. *Applied Vegetation Science* 5, 99-106.
- Moora, M., Kose M., Jõgar, Ü. 2007. Optimal management of the rare *Gladiolus imbricatus* in Estonian coastal meadows indicated by its population structure. *Applied Vegetation Science*, 10: 161-168.
- Muller S., 2002. Diversity of management practices required to ensure conservation of rare and locally threatened plant species in grasslands: a case study at a regional scale (Lorraine, France). *Biodiversity and Conservation*, 11: 1173-1184.
- Myklestad, A., Saetersdal, M. 2003. Effects of reforestation and intensified land use on vascular plant species richness in traditionally managed hay meadows. *Annali Botanici Fennici*, 40, 423-441.
- Norderhaug A., Ihse M., Pedersen O. 2000. Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. *Landscape Ecology*, 15: 201-218.
- Øien, D. I., Moen, A. 2001. Nutrient limitation in boreal plant communities and species influenced by scything. *Applied Vegetation Science*, 4: 197-206.
- Oomes, M.J.M. 1992. Yield and species density of grasslands during restoration management. *Journal of Vegetation Science*, 3, 271-274.
- Oomes M.J.M., Olf H., Altena H.J. 1996. Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland. *Journal of Applied Ecology*, 33: 576-588.
- Pärt T., Söderström B. 1998. Conservation value of semi-natural pastures in Sweden: contrasting botanical and avian measures. *Conservation Biology*, 13, 4: 755-765.
- Pärtel M., Mändla R., Zobel M. 1999. Landscape history of a calcareous (alvar) grassland in Hanila, western Estonia, during the last three hundred years. *Landscape Ecology*, 14: 187-196.
- Pommers, P. 1947. *Zālāji un skābbarība*. Latvijas Valsts izdevniecība, Rīga. 381 lpp.
- Poschlod P., Kiefer S., Tränkle U., Fischer S. & Bonn S. 1998. Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science*, 1: 75-91.
- Ryser P., Langenauer R. & Gigon A. 1995. Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with 6 different biomass removal regimes. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 30, 157-167.

- Sabardina, G. 1958. *Latvijas PSR dabisko zālāju klasifikācija*. LPSR ZA izdevniecība, Rīga. 38 lpp.
- Schaffers A.P., Vesseur M.C., Sykora K.V. 1998. Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology*, 35: 349-364
- Smart S.M., Robertson J.C., Shield E.J., van de Poll H.M. 2003. Locating eutrophication effects across British vegetation between 1990 and 1998. *Global Change Biology*, 9: 1763-1774.
- Söderström, B.O., Pärt, T. 2000. Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Conservation Biology*, 14 (2), 522-533.
- Svensson B.M., Carlsson B.A. 2005. How can we protect rare hemiparasitic plants? Early-flowering taxa of *Euphrasia* and *Rhinanthus* on the Baltic island of Gothland. *Folia Geobotanica*, 40: 261-272.
- Tabaka L. 2001. *Latvijas flora un veģetācija: Zemgales ģeobotāniskais rajons*. Rīga, Latvijas Universitāte. 98 lpp.
- Tallowin J.R.B., Smith R.E.N. 2001. Restoration of a Cirsio-Molinietum fen meadow on an agriculturally improved pasture. *Restoration Ecology*, 9, pp. 167-178.
- Tērauds V. 1947. *Pļavas un ganības*. Latvijas Valsts izdevniecība, Rīga. 306 lpp.
- Tērauds V. 1954. *Dabisko pļavu un ganību ražības celšanas iespējas un veidi Latvijas PSR*. Rīga. 20 lpp.
- Tērauds V. 1968. *Dabisko pļavu un ganību uzlabošana*. Liesma, Rīga. 184 lpp.
- Tērauds V. 1972. *Pļavas un ganības*. Zvaigzne, Rīga. 342 lpp.
- Tikka P.M., Heikkilä T., Heiskanen M., Kuitunen M. 2001. The role of competition and rarity in the restoration of a dry grassland in Finland. *Applied Vegetation Science*, 4: 139-146.
- Värsbergs J. 1923. *Pļavas un ganības*. Rīgā. 79 lpp.
- Värsbergs J. 1936/37. *Zālāju saimniecība. Pēc 1936/37. mācību gada LU Lauksaimniecības fakultātē lasīto lekciju stenogrammām*. Izdevis stud.ass. R.Veinbergs, Rīgā. 60 lpp.
- Vessby K., Söderström B., Glimskär A., Svensson B. 2002. Species-richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conservation Biology*, 16, 2: 430-439.
- Wahlman H., Milberg P. 2002. Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. *Annales Botanici Fennici*, 39: 159-166.
- Wells T.C.E. 1974. The use of fire, fertilizers and herbicides in management. In: Duffey E. (Ed.). *Grassland ecology and wildlife management*. Chapman & Hall. London.
- Willems J.H., Nieuwstadt M.G.L., 1996. Long-term after effects of fertilization on above-ground phytomass and species diversity in calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science*, 7: 177-184.
- Willems J.H. 1983. Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio*, 52: 171-180.
- Willems J.H. 1985. Growth form and species diversity in permanent grassland plots with different management. In: Schreiber, K.F. (ed.) *Sukzession auf Grünlandbrachen. Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe „Sukzessionsforschung auf Dauerflächen“ in der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (IVV) in Stuttgart-Hohenheim 1984*. S. 35-43.
- Willems J.H. 1990. Calcareous grasslands in continental Europe. In: Hiller S.H., Walton D.W.H., Wells D.A. (eds.) *Calcareous grasslands: ecology and management*. pp. 3-10. Bluntisham Books, Bluntingham.
- Willems J.H. 2001. Problems, approaches, and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restoration Ecology*, 9, 2, 147-154.
- Wilson E.J., Wells T.C.E., Sparks T.H. 1995. Are calcareous grasslands in the UK under threat from nitrogen deposition? – an experimental determination of a critical load. *Journal of Ecology*, 83: 823-832
- Сабардина Г. 1952а. Естественные луга северо-западного берега Лубанского озера. *Zootehnikas un Zoohigienas Institūta Raksti*, 2, 43-56.
- Сабардина Г. 1952б. Естественные луга в районе нижнего течения реки Венты. *Zootehnikas un Zoohigienas Institūta Raksti*, 1, 68-103.
- Сабардина Г. 1955. Урожайность естественных лугов Латвийской ССР. В кн. *Растительность Латвийской ССР*, изд. АН ЛССР, Рига, 1, 5-69.
- Сабардина Г.С. 1957. *Луговая растительность Латвийской ССР*. Изд. АН ЛССР, Рига, 303 стр.

Management of semi-natural grasslands for the vegetation diversity

Summary

The aim of the present article is to give a review of semi-natural grassland management tools and practices used in semi-natural grassland restoration and maintenance for vegetation diversity. In Latvia, the research of the influence of different semi-natural grassland management approaches on flora and vegetation has started only recently and almost no results have been published till now. Therefore, the review is based on the scientific literature published in Central and Western Europe to draw attention to problems specific for Latvia.

Keywords: semi-natural grasslands, management, mowing, grazing, vegetation.

Palienes režīma atjaunošana Slampes upes lejtecē

Jānis Kuze¹, Andis Liepa¹, Loreta Urtāne², Zigurds Zēns³

¹ Ķemeru nacionālā parka administrācija, “Meža Māja”, Ķemeri, LV-2012, janis.kuze@kemer.gov.lv, andis.liepa@kemer.gov.lv

² SIA Carl Bro, Peldu iela 26/28 – 302, LV 1050, lur@carlbro.lv

³ VSIA “Meliorprojekts”, Struktoru ielā 14, Rīgā, LV-1039, zigurds.zens@meliorprojekts.lv

Kopsavilkums

Slampes upes atjaunošanas projekts tika veikts, lai palielinātu apkārtnes bioloģisko ietilpību un daudzveidību, izveidojot dabīgai upītei raksturīgus elementus – meandrus, dažādu gultnes dziļumu ar sēkļiem, vecupes un padziļinājumus, kā arī lai atjaunotu palienes režīmu Dunduru pļavās. Projekta teritorija bija intensīvi meliorētas pļavas aptuveni 100 ha platībā pirms Slampes upes ietekas Kauguru kanālā. Projekta laikā tika veikta 2,08 km gara, savulaik par meliorācijas grāvi pārvērsta upes gultnes posma izlīkumošana, izveidojot upei jaunu, līkumotu gultni ar kopējo garumu 4,65 km, kā arī par aptuveni vienu metru paaugstinot upes ūdens līmeni, lai plūdu sezonas laikā panāktu ūdens ieplūšanu pļavās.

Divarpus gadu pieredze pēc darbu pabeigšanas un upes jaunās gultnes izveidošanas ļauj secināt, ka gaidītais rezultāts attiecībā uz palu režīma atjaunošanos ir sasniegts: līkumotā upe tagad tek relatīvi seklā gultnē ar nolaidieniem krastiem, kur sākušies veidoties smilšaini sēkļi; galvenā gultne ir savienota ar dziļām „vecupēm” (bijušo grāvju posmiem); plūdu laikā upes ūdeņi ieplūst apkārtējās pļavās, ļaujot tām pildīt palienes funkcijas. Upes hidrobioloģiskās kvalitātes uzlabošanās pagaidām nav novērojama. To kavē pastiprināta biogēno elementu notecē no sateces baseina, kurā notiek intensīva lauksaimnieciskā darbība un upes aizsargjoslas trūkums. Noēnojuma trūkuma dēļ upē masveidā savairojas zaļalģes *Cladophora glomerata*, kuru attīstību nodrošina paaugstināta ūdens temperatūra un ūdens piesārņojums ar biogēnajiem elementiem. Zaļalģes šobrīd aizņem visu ūdensaugiem paredzēto bioloģisko nišu.

Atslēgas vārdi: Slampes upe, meliorācija, dabiskošana, meandrs, paliene, hidrobionti, vecupe

1. Rakstā lietoto terminu paskaidrojums

Renaturalizācija (no angļu val. *renaturalization*) ir cilvēka tiešas darbības rezultātā izmainītas vides – melioratīvo promteku, karjeru, kūdras ieguves vietu – atjaunošana. Šī projekta kontekstā tā ir upes dabiskā tecējuma un palu režīma atjaunošana.

Rekultivācija (no angļu val. *recultivation*) ir degradēto dabisko biotopu atjaunošana, tai skaitā ūdenstilpju attīrīšana no mehāniska piesārņojuma, ūdensaugu izpļaušana, gultnes uzirdināšana, piekrastes aizsargjoslas ierīkošana u.c.

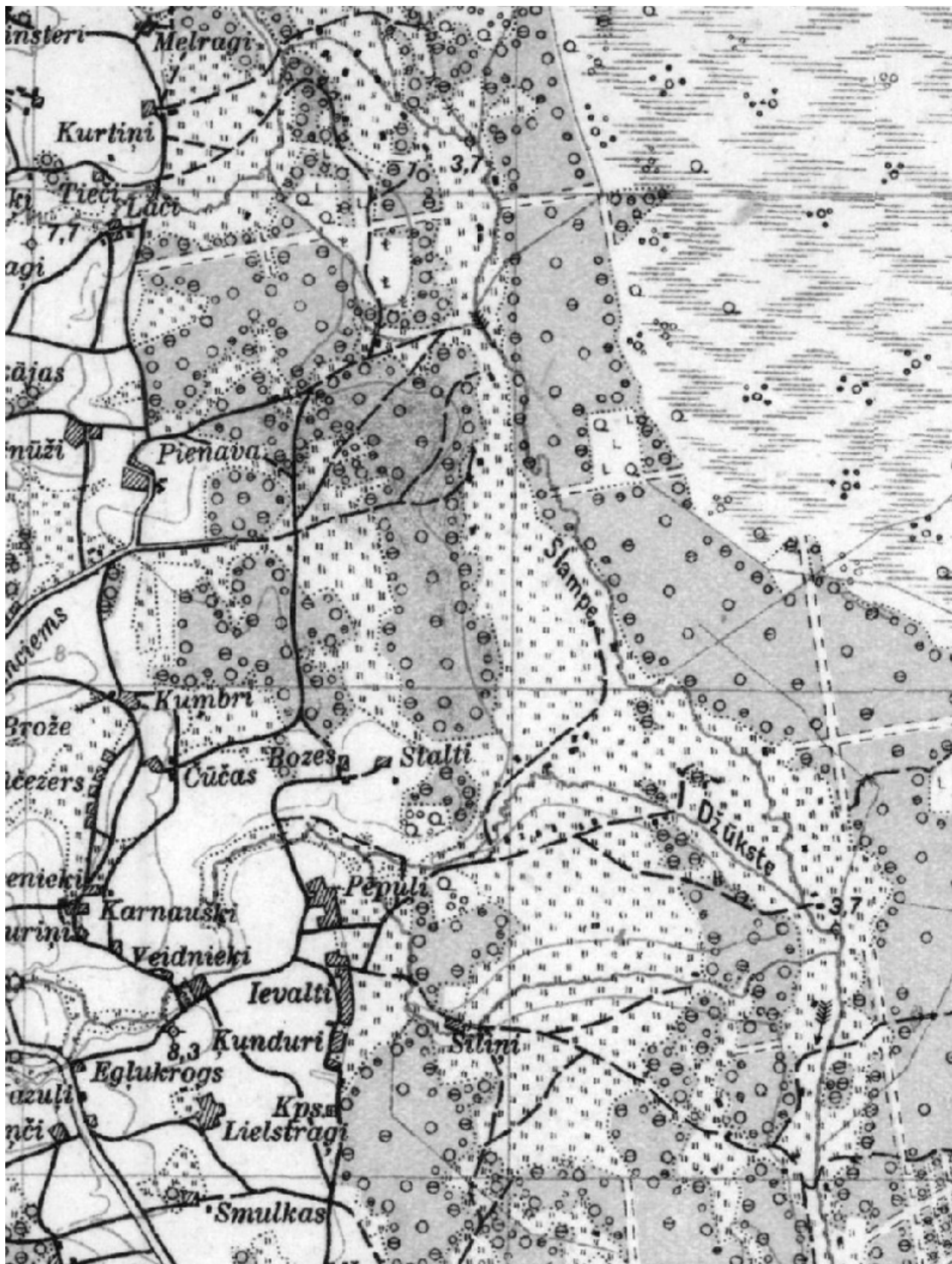
Rekolonizācija (no angļu val. *recolonization*) ir (šajā gadījumā) hidrobiontu atkalieviešanās jaunveidotajā upes gultnē.

2. Ievads

Pagājušajā gadsimtā Eiropā plaši praktizētās upju iztaisnošanas rezultātā ir notikusi upju un to piekrastes daļu biocenožu struktūras vienkāršošanās un bioloģiskās daudzveidības samazināšanās. Upju dabisko teču pārrakšana novadgrāvjos galvenokārt tika veikta, lai paaugstinātu ūdens noteci no upju palienēm un pazemi-

nātu gruntsūdens līmeni, kā arī lai optimizētu upēm pieguļošo teritoriju lauksaimniecisko izmantošanu. Diemžēl šādas rīcības blakusefekts ir ekosistēmas struktūras (sugu skaits, blīvums u.c.), funkciju (stabilitāte, sugu dominance, izlīdzinātība u.c.) un procesu (vielu plūsmas un riņķojums, organisko vielu pārpalikums u.c.) būtiskas izmaiņas. Upju iztaisnošanas rezultātā tiek izmainīts upes dabiskais hidroloģiskais režīms, kā arī upes un tās piekrastes daļas biocenotiskā struktūra, jo ir iznīcināti dabiskie upes gultnes un piekrastes palienes zonas biotopi. Tādējādi tiek samazināta arī upes pašattīrīšanās spēja (Cimdiņš, Liepa, Urtāns 1985). Mazo upju pētījumi Latvijā rāda, ka upēm, kuru sateces baseinā notiek intensīva lauksaimnieciskā darbība, vasaras veģetācijas periodā ir raksturīgas paaugstinātas biogēno elementu koncentrācijas, kas izraisa pastiprinātu upju aizaugšanu (Urtāns 1989b). Iztaisnotās upes, kuru biocenotiskā struktūra ir izmainīta, samazinot arī to pašattīrīšanās spēju, pret palielinātu biogēno elementu noteci ir īpaši jutīgas (Cimdiņš, Melberga, Matisone 1981).

Lai samazinātu upju iztaisnošanas un palieņu nosusināšanas negatīvo ietekmi, pagājušajā gadsimta pēdējās dekādēs Eiropā ir īstenoti vairāki simti upju renaturalizācijas un rekultivācijas projektu. Eiropā



1. attēls. Slampes upe un Dunduru pļavas 20. gs. sākumā – Slampe ietek Džūkstes upē, kas vēl nav ievadīta Kauguru kanālā. Karte: Latvijas armijas štāba Ģeodēzijas – Topogrāfijas daļas 1928. gada izdevums pēc 1905. un 1911. gada uzņēmumiem.

Figure 1. River Slampe and Dunduri meadows in the beginning of the 20th century – River Slampe falls into River Džūkste that has not been led into Canal Kauguri yet.

ir iegūta vērā ņemama pieredze upju atjaunošanas tehnoloģiju izstrādē (Nielsen 1995, Ripl et al. 1995). Pieredze rāda, ka upju renaturalizācijas un rekultivācijas projekti, atkarībā no konkrētās situācijas, tiek īstenoti ar dažādiem mērķiem – piesārņojuma samazināšana, zivju resursu atjaunošana (nārstam piemērotu biotopu izveide), ainavas uzlabošana, ūdens resursu saglabāšana un aizsardzība u.c. Tādējādi atjaunošanas darbi tiek attiecināti vai nu uz atsevišķu upes funkciju atjaunošanu vai arī upes sateces baseina teritorijas atjaunošanu vai uzlabošanu.

Vairums no līdz šim Eiropā īstenotajiem upju rekultivācijas projektiem ir veikti, lai likvidētu piesārņojuma izraisītas upes biocenotiskās struktūras izmaiņas un atjaunotu upei raksturīgos dabiskos biotopus. Arī Latvijā līdz šim īstenotie upju rekultivācijas projekti pamatā ir veikti, lai atjaunotu upes dabiskos biotopus. Pagājušā gadsimta 80-o gadu beigās Latvijā tika īstenots pirmais upju rekultivācijas projekts, kura laikā 4,4 km garā Jaunupes posmā tika veikti upes gultnes biotopu atjaunošanas darbi. Upes restaurācijas mērķis bija samazināt upes aizaugumu ar augstākajiem augiem un atjaunot caurceļotāju zivīm – lašiem, taimiņiem, vimbām – piemērotas nārsta vietas (Urtāns 1989a). Arī vairums no Latvijā līdz šim izstrādātajām upju atjaunošanas metodēm ir attiecināmas tieši uz upes gultnes daudzveidības palielināšanu un dabisko upju krastu dinamikas procesu intensificēšanu (Urtāns 1989a; Urtāns 1989b; Urtāns 1991; Urtāns 1992; Urtāns 2002). Šajā rakstā ir apkopota pirmā Latvijā veiktā upes renaturalizācijas projekta īstenošanas laikā iegūtā pieredze.

3. Projekta īstenošanas vietas raksturojums

3.1. Upes hidroloģiskais raksturojums un teritorijas meliorācijas vēsture

Slampes upe atrodas Tukuma rajona D daļā, tās garums 18 km, kopējais baseins 93 km²; pēc Ziemeļkurzemes reģionālās lauksaimniecības pārvaldes (ZRLP) datiem 123 km². Upe ietek Kauguru kanālā (vēsturiski – Džūkstes upē; 1. attēls). Slampes upes kopējais kritums ir 34 m, relatīvais kritums – 1,9 m/km, gada notece – 0,017 km³. Pie Slampes ciema starp Jelgavas – Tukuma ceļu un dzelzceļu upē ir ierīkota četru ūdenskrātuvju sistēma. Slampes upes gultne ir regulēta, tā sākas sazarotu novadgrāvju sistēmā uz R no Slampes ciema (Zīvertis 1998). Saskaņā ar LR Lauksaimniecības ministrijas datiem Slampes upe ir valsts nozīmes ūdensnoteka. Upes baseinā atrodas 180 saimniecības Slampes un Džūkstes pagastos (ZRLP dati).

Apjomīgi meliorācijas darbi rakstā apskatītajā projekta teritorijā – Dunduru pļavu rajonā – ir aizsākti jau 20. gs. sākumā, 1932.-1933. gadā izrokot 12 km garo

Kauguru kanālu, kas pa īsāko ceļu uz Lielupi novadīja Džūkstes un Slampes upju ūdeņus (Zīvertis 1995). Liela mēroga meliorācija ir turpināta padomju gados, 1964. gadā veicot Slampes upes iztaisnošanu, bet 1974. gadā – upes rekonstrukciju (projekts un nodošanas ekspluatācijā lieta Nr. 25835, ZRLP dati). Pļavās tika izveidotas arī segtās meliorācijas sistēmas, kā rezultātā tika pilnībā iznīcināts vēsturiskais palienes režīms (2. attēls).

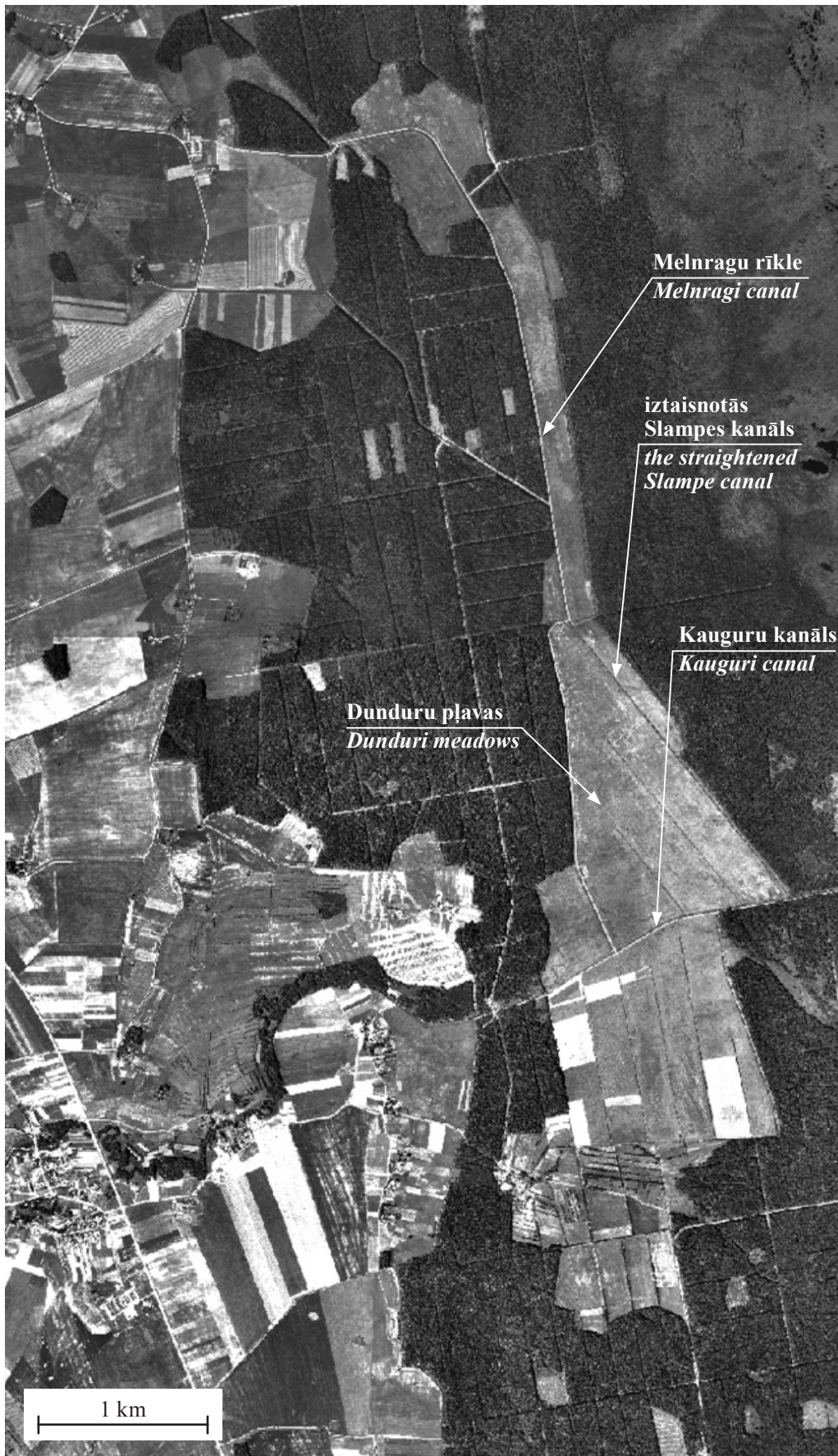
3.2. Upes bioloģiskais raksturojums pirms renaturalizācijas darbu uzsākšanas

Slampes upes (kanāla) bioloģiskās kvalitātes veidošanos pamatā noteica dabiskie upes krituma rādītāji un cilvēka darbības ietekme. Kaut arī upes kopējie krituma rādītāji bija samērā lieli, upei lielākajā tās tecējuma daļā bija raksturīgi lēna tecējuma posmi, kuros straumes ātrums bija mazāks par 0,2 m/sek (3. attēls). Šajos upes posmos dominēja sedimenta izgulsnēšanās procesi, tāpēc gultne bija klāta ar detritu un dūņu slāni. Šāda tipa gruntis dabiskos apstākļos apdzīvo pret vides kvalitāti mazāk prasīgas ūdens organismu sugas, un biocenozes kopumā ir mazāk daudzveidīgas kā straujajās upēs. Slampes upes organismu sugu sastāva vienkāršošanās tāpat ir noteikusi upes iztaisnošana un drenāžas ūdeņu novadīšana no upei pieguļošajām lauksaimniecības zemēm. Upes hidrobioloģiskās kvalitātes izpēte ir veikta 1998. gadā mazo upju monitoringa programmas ietvaros (Latvijas Vides datu centrs, 1998). Iegūtie rezultāti rāda, ka atsevišķos upes posmos piesārņojums ar biogēnajiem elementiem bija ievērojams – kopējā fosfora koncentrācija (līdz 3,25 mg/l) un kopējā slāpekļa koncentrācija (līdz 12,1 mg/l) atsevišķos upē ievāktajos paraugos ievērojami pārsniedza lēnajām upēm dabiski raksturīgos rādītājus. Kaut arī pēc saprobitātes indeksa rādītājiem upe bija vērtējama kā β - mezosaproba (saprobitātes indekss – 2,19) t.i., vidēji piesārņota, vienkāršotās makrozoobentosa cenoze liecināja par piesārņojuma ar biogēnajiem elementiem izraisītām cenoze struktūras izmaiņām.

Pirms renaturalizācijas darbu uzsākšanas detalizēts upes saprobioloģiskās kvalitātes novērtējums netika veikts. Upes apsekojuma laikā tika konstatēts, ka aizaugums ar ūdensaugiem vietām upes lejteces posmos ir pat līdz 80 %, kas liecina par palielinātu biogēno elementu noteci no sateces baseina. Savukārt, mazo ūdensziedu *Lemna minor* L. masveida klātbūtne atsevišķos upes posmos liecināja par pastiprinātu un nesenu organisko vielu ieplūdi upē.

3.3. Upei pieguļošo teritoriju raksturojums

Projekta teritorija – pārraktais Slampes upes posms – atrodas Dunduru pļavās, kas kopā ar blakusesošajām Siliņu pļavām un Melnragu rīkli ir viens no lielākajiem



2. attēls. Slampes upe un Dunduru pļavas 1994. gadā. Avots: Valsts Zemes dienesta ortofotokarte.
Figure 2. River Slampe and Dunduri meadows in 1994.

Ķemeru nacionālajā parkā (ĶNP) esošajiem zālāju masīviem (kopējā platība ap 500 ha). Pirms upes pārrakšanas teritorijā dominēja meliorēti ekstensīvi apsaimniekoti zālāji. Gar iztaisnotās upes krastiem sastopamais augājs bija raksturojams ar mazu sugu daudzveidību, dominēja bieži sastopamas ekoloģiski plastiskas graudzāļu un nezālieņu sugas, piemēram, parastā kamolzāle *Dactylis glomerata*, slotiņu ciesa *Calamagrostis epigeios* un parastā vībotne *Artemisia vulgaris*. Mitrākās vietās iztaisnotās upes krastu nogāzēs izteikti dominēja ekspansīvas sugas – parastā niedre *Phragmites australis* un parastais miežubrālis *Phalaroides arundinacea*, kuru izplatību sekmē hidroloģiskās izmaiņas. 2005. gadā zālāji tika apsaimniekoti, izmantojot gan ganīšanu (gada sākumā 15 taurgovis un, sākot ar augustu, arī 10 Konik zirgi), gan vēlo pļaušanu.

4. Metodika un darbu veikšana

4.1. Priekšdarbi – zemes pirkšana

Dabas aizsardzības un apsaimniekošanas darbus ĶNP teritorijā regulē 2002. gadā apstiprinātais parka dabas aizsardzības pasākumu plāns, kura rīcību sadaļā tika

paredzēta Slampes upes lejteces “izlīkumošana”, t.i. upes meandru un palu režīma atjaunošana. Upes lejteces dabiskošana, tāpat kā virkne citu plānā paredzētu rīcību, tika īstenota Eiropas Savienības Life-Daba programmas finansēta projekta Nr. LIFE2002/NAT/LV/8496 “Mitrāju aizsardzība Ķemeru nacionālajā parkā” (2002.-2006.) ietvaros. Tā kā iztaisnotā upe plūda pa privātām zemēm un bija sagaidāms, ka palienes režīma atjaunošana būtiski ietekmēs teritorijas meliorācijas sistēmas un līdz ar to arī iespējas te īstenot tradicionāli līdz šim piekopto lauksaimniecības praksi, bija nepieciešams veikt zemju iegādi. Tas tika īstenots laikā no 2000. līdz 2004. gadam, no privātajiem zemes īpašniekiem nopērkot gan tieši tuvumā esošus četrus zemes gabalus ar kopējo platību 132,6 ha. Pēc iegādes zemes īpašnieks ir Latvijas valsts Vides ministrijas personā.

4.2. Tehniskā projekta izstrādāšana un saskaņošanas procedūra

18.12.2002. ĶNP administrācija noslēdza līgumu ar Projektēšanas un informācijas valsts uzņēmumu “Meliorprojekts” par Slampes upes lejteces renaturālizācijas tehniskā projekta izstrādi.



3. attēls. Iztaisnotā Slampes upe un meliorētās Dunduru pļavas 2003. gadā pirms atjaunošanas darbu īstenošanas. Foto: G. Pāvils

Figure 3. Straightened River Slampe and the drained Dunduri meadows in 2003 before the restoration works.

Sākotnējais projekta izstrādes termiņš bija 2003. gada 15. maijs, tomēr darba gaitā termiņu nācās pagarināt līdz 2004. gada 31. decembrim, kam par iemeslu bija ietilgusi nepieciešamo projekta saskaņojumu un atzinumu saņemšanas procedūra. Tieši tehniskā projekta saskaņošana ir atzīstama par grūtāko upes palienes atjaunošanas projekta posmu. Lai nonāktu pie tiešās projekta īstenošanas, projekta vadībai nācās veikt šādas darbības:

1. Saņemt Tukuma rajona Džūkstes pagasta būvvaldes plānošanas un arhitektūras uzdevumu;
2. Saņemt projekta īstenošanas tehniskos noteikumus no Ziemeļkurzemes reģionālās lauksaimniecības pārvaldes meliorācijas daļas un Ventspils reģionālās vides pārvaldes, nodrošināt šo institūciju izvirzīto noteikumu iekļaušanu tehniskajā projektā, kā arī veikt projekta saskaņošanu;
3. Veikt tehniskā projekta ekspertīzi;
4. Izstrādāt Slampes upes lejteces un Lielā Ķemeru tīreļa dienvidrietumu malas hidroģeoloģiskā monitoringa programmu;
5. Veikt lauksaimniecībā izmantojamās zemes transformāciju par zemi zem ūdeņiem 2,0 ha platībā;
6. Veikt ekspertīzi par sagaidāmajiem upes pārrakšanas gaitā zivsaimniecībai radītajiem zaudējumiem (īstenoja Latvijas Zivsaimniecības pētniecības institūts).

Projekta izstrādi potenciāli varēja paildzināt arī nepieciešamība sagatavot ietekmes uz vidi novērtējumu, tomēr ietekmes uz vidi novērtējuma valsts birojs pieņēma lēmumu šo procedūru nepiemērot. Tehniskā projekta izstrāde un saskaņošana kopumā prasīja vairāk kā divus gadus un tika pabeigta 21.01.2005., kad Zemkopības ministrijas Lauku atbalsta dienests izsniedza rakšanas darbu uzsākšanai nepieciešamo būvatļauju. Darbi tika pilnībā pabeigti un objekts oficiāli nodots ekspluatācijā 31.05.2005.

4.3. Tehniskais projekts

Lai atjaunotu upei dabisko hidroģeoloģisko režīmu, 2003. gadā tika veikta teritorijas topogrāfiskā un inženierģeoloģiskā apsekošana. Projektā tika paredzēti šādi upes dabiskošanas pasākumi – meandru, vecupju un sliekšņa ietekas rajonā veidošana.

Upes izlīkumošana. Projekta izstrādāšanas gaitā tika apsvērti divi iespējami risinājumi – vēsturiskās upes gultnes kopijas radīšana un pilnīgi jaunas gultnes veidošana. Tika pieņemts lēmums veidot jaunu gultni, jo pilnīga vēsturiskās situācijas atjaunošana vairs nebija iespējama pilnībā izmainītās vietējās hidroģeoloģiskās situācijas dēļ. Upes līkumi tika projektēti pa pļavas zemākajām vietām tā, lai atsevišķos posmos no jauna veidotā upes gultne būtu saistīta ar iztaisnoto Slampes upes gultni un tai paralēli esošu meliorācijas

grāvi. Jaunrokamā upes gultne tika projektēta ar nogāžu slīpumu 1:2, vidējo dibena platumu 3 m un vidējo dziļumu 1,2 m. Kopējais projektā paredzētais rakšanas darbu apjoms – gultne 3800 m garumā un izrokamā grunts 23 880 m³ apjomā. Projekts paredzēja, ka pēc tā īstenošanas upei veidosies cits hidroģeoloģiskais režīms, bet jaunajos līkumos ar laiku veidosies krastu izskalojumi un sēres.

Sākotnējais upes dabiskošanas projekts paredzēja, ka jaunā gultne īsi pirms tās ietekas Kauguru kanālā tiks savienota ar kādreiz iztaisnotās Slampes upes gultni. Tomēr projektu bija nepieciešams koriģēt, jo projekta administrācijai ar kaumiņos esošā zemes gabala īpašnieci neizdevās vienoties par zemes atpirkšanu. Lai upes dabiskošanas rezultātā izmainītā jaunā hidroģeoloģiskā režīma un pavasara palu dēļ netiktu ietekmēti iepriekš minētais zemes īpašums, upes ieteka Kauguru kanālā tika pārprojektēta, gultni ievadot vecajai gultnei paralēli izraktā meliorācijas grāvī īsi pirms tā ietekas Kauguru kanālā.

Vecupju radīšana. Pēc Dunduru pļavās veiktajiem meliorācijas darbiem Slampes upes dabiskā gultne nebija saglabājusies. Tāpēc jaunā upes gultne ar līkumiem tika veidota no jauna. Tiem agrāk iztaisnotās Slampes upes gultnes posmiem, kuri netika savienoti ar jauno upes gultni, tika piešķirta vecupes funkcija, t.i., atsevišķi agrāk taisnotās upes posmi netika aizbērti, bet ar aizbērums palīdzību tika nodalīti no jaunās upes gultnes, tā imitējot dabā noritēšos vecupju veidošanās procesus. Kanāla un tam blakus esošā grāvja posmi, kuros tika ielaista jaunā gultne, vidēji ir par metru dziļāki nekā jaunā gultne, līdz ar to šie posmi mazūdens un ziemas sasaluma periodos var sniegt patvērumu dažādām upi apdzīvojošo hidroģeobiontu grupām.

Slieksnis upes ietekas rajonā. Vienu no projekta mērķiem – atjaunot Dunduru pļavās palienes režīmu – bija iespējams īstenot, tikai paaugstinot ūdens līmeni atjaunotajā upes posmā, jo iztaisnotās Slampes upes ūdens līmenis dabiskojamā posma lejtecē bija atbilstošs šeit mākslīgi izveidotās hidrotehniskās būves – Kauguru kanāla – līmenim. Lai panāktu to, ka plūdu laikā ūdens plūst pāri jaunās gultnes krastu malām, bija nepieciešams izveidot sliekšni pie upes ietekas Kauguru kanālā, kas paaugstinātu ūdens līmeni jaunajā upes posmā par aptuveni vienu metru. Tehniskajā projektā tika paredzēta ar ģeotekstilu un akmens šķembām nostiprināta sliekšņa izveidošana.

4.4. Būvdarbi – secība, paņēmieni

Upes pārrakšanas darbi tika uzsākti mazūdens periodā 2005. gada 28. janvārī. Darbu uzsākšanu ziemas vidū padarīja iespējamas konkrētās sezonas klimatiskās īpatnības, kā rezultātā janvāra beigās zemes virskārta nebija sasalusi. Februārī gaisa temperatūra



4. attēls. Izraktā grunts tika bērtā jaunās gultnes krastos pārmaiņus vienā un otrā pusē ar aprēķinu, lai vēlāk izlīdzināta tā neveidotu abpusēju valni, kas traucētu plūdu ūdeņiem brīvi izplūst pļavās. Foto: A. Liepa, 08.02.2005. (Skatīt 4. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 4. The excavated ground was strewn alternately on both sides of the newly created river bed to avoid creation of a dykes that would prevent flooding. (See colour plate 4)



5. attēls. Jaunizraktās upes likums trešajā gadā pēc rakšanas darbu pabeigšanas. Foto: J. Ķuze, 19.11.2007. (Skatīt 5. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 5. Bent of the newly created river in the 3rd year after the works. (See colour plate 5)

pazeminājās, tādēļ darbus nācās pārtraukt un tos atsākt varēja tikai marta beigās. Gultnes rakšana tika uzsākta pie projektētās gultnes ietekas Kauguru kanālā un tika turpināta virzienā uz upes augšteci. Rakšanas laikā jaunā gultne tika veidota ar neviendabīgu dibena reljefu, meandros iespēju robežās veidojot mikromeandrus (4. attēls). Rakšanas laikā uzietie lielāku izmēru akmeņi tika atstāti upes gultnē, ar nolūku palielināt tās strukturālo daudzveidību.

Gultnes rakšana tika pabeigta 6. maijā, kad virzienā no upes augšteces uz lejteci tika uzsākta ūdens ielaišana un vecā kanāla gultnes bloķēšana. Kanāla aizbēršanai nepieciešamais materiāls tika iegūts, 10-15



6. attēls. Dunduru pļavas un Slampes upe pēc renaturācijas darbu pabeigšanas. Foto: SIA Metrum, 2006. gada jūlijs. (Skatīt 7. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 6. Dunduri meadows and River Slampe after the the renaturalization. (See colour plate 7)

metru attālumā no upes gultnes izrokot nelielus dīķus, jo jaunās gultnes rakšanas laikā iegūtais grunts daudzums nebija pietiekams, bet tās pievešana vai pārvietošana ar buldozeru no pārāk liela attāluma nebija racionāla. Grunts ņemšanas laikā izraktajiem neregulārās formas dīķiem turpmāk būs sava ūdenskrātuvju ekoloģiskā loma.

Tā kā izvirzītā mērķa – palienu atjaunošanas – sasniegšanai bija nepieciešams jaunajā gultnē paaugstināt ūdens līmeni, upes ietekas vietā tika izveidots gultnes paaugstinājums – sliksnis. Darbu gaitā tika pieņemts lēmums mainīt sliksņa konstrukciju un veidot to kā akmeņu krāvumu ar aprēķinu, lai nepieļautu aizbērsuma izskalošanu plūdu laikā. Nepieciešamais materiāls – laukakmeņi – tika atvesti no netālu esošas meliorācijas laika akmeņu kaudzes. Ar akmeņiem tika nostiprināts arī Kauguru kanāla krasts pret jauno upes ieteku.

Lai atvieglotu teritorijas pārskatīšanu apmeklētājiem, būvdarbu laikā ceļa malā pie jaunās upes gultnes sākuma tika izveidots uzbērums, uz kura tika iekārtota skatu platforma.

5. Rezultāti

5.1. Dabiskotās upes gultnes izveidošana

Upes gultnes dabiskošanas darbu laikā ūdeņi no 2080 metrus garā Slampes kanāla lejteces posma tika ievadīti galvenokārt no jauna izraktā likumainā gultnē (5. attēls). No kopējā jaunās gultnes garuma (4650 metri) no jauna tika izrakti 3950 metri, pārējais posms tek pa vecā kanāla gultni (340 metri trīs posmos) vai pa tam paralēli esošo meliorācijas grāvi (360 metri trīs posmos; 6. attēls). Vecās meliorācijas sistēmas tika noslēgtas ar zemes aizbērumiem – garākais no tiem (58 metri) tika izveidots jaunās gultnes sākumā, tālāk līdz ietekai Kauguru kanālā tika izveidoti vēl seši šādi vecā Slampes kanāla un paralēli tam esošā grāvja aizbērumi attiecīgi 57, 48, 55, 51, 55 un 13 metru garumā.

Ar upes ietekas rajonā uzbūvētā akmeņu sliekšņa palīdzību (7. attēls) ūdens līmenis upes posmā ir ticis paaugstināts par aptuveni vienu metru, tādējādi padarot iespējamu līdz tam intensīvi meliorēto pļavu applūšanu plūdu laikā. Pirmo plūdu sezonu pārraktā upe piedzīvoja 2006. gada marta beigās, kad applūda aptuveni 25 – 30 % projekta pļavu teritorijas g.k. Dunduru pļavu Z un D galos (8. attēls). Plūdu laikā palu ūdeņi izgāja no upes krastiem un appludināja ne tikai iepriekš neapplūstošās zālāju teritorijas, bet arī upes ietekas rajonā izveidoto akmeņu sliekšni.

5.2. Palienu pļavām raksturīgās veģetācijas veidošanās

Divus gadus pēc meandru atjaunošanas upes krastos ir atjaunojusies veģetācija, tomēr pagaidām nav vērojama zālājiem raksturīgā vairāku stāvu struktūra, augājs ir nesaslēgts un dominē nitrofilas augstzāļu sugas, kas raksturīgas agrīnajām sukcesijas stadijām – parastā vībotne *Artemisia vulgaris*, parastā zvērene *Barbarea vulgaris*, lokaugļu zvērene *B. arcuata* un baltā balanda *Chenopodium album*. Mainīga mitruma režīma, augšnes bagātināšanās, noganīšanas un pļaušanas ietekmē palienē sagaidāma pakāpeniska augu sabiedrību maiņa un daudzveidīgāku mozaīkveida upes krastiem raksturīgu augu sabiedrību veidošanās.

5.3. Dabiskai upei raksturīgās biocenotiskās struktūras veidošanās

Slampes upes biocenotiskās struktūras izvērtējumam ir izmantoti Slampes upes sabiedriskā monitoringa veikšanas gaitā iegūtie dati (ĶNP 2007). Upe tika apsekota 2006. gada rudenī un 2007. gada pavasarī un vasarā. Iegūtie rezultāti rāda, ka, lai gan projektējot jauno upes gultni tika radīti apstākļi, lai no jauna veidoto upes posmu rekolonizācija jeb apdzīvošana notiktu uz agrāk taisnotās upes un meliorācijas grāvjus apdzīvojošo organismu rēķina, 2007. gadā upe vēl nav izveidojusies kā stabila bioloģiskā sistēma. Rekulatīvā

upju biocenožu pētījumi rāda, ka maksimālais upes gultni apdzīvojošo organismu blīvums tiek sasniegts no 70 līdz 150 dienām pēc upes atjaunošanas darbu pabeigšanas, bet biocenoze galīgi nostabilizējas laika periodā no 300 – 5000 dienām (Wiliams 1977). Jaunupē veiktie upes rekolonizācijas un biocenožu veidošanās pētījumi (Urtāne 1992) parādīja, ka atjaunotie upes posmi tiek apdzīvoti sekojošā secībā:

1. Pasīvie filtratori – knišļu kāpuri *Simuliidae* un trīsuļodi *Chironomidae*;
2. Brīvi dzīvojošās makstenes – *Nueroclipis bimaculata*, *Hydropsyche sp.*;
3. Pēc detrita slāņa izveidošanās – palielinās *Chironomidae* skaits un parādās mazsaru tārpi *Oligoshaeta*;
4. Plēsēji – blaktis *Aphelocheirus aestivalis*, dunduru *Tabanus* kāpuri u.c.

Attiecībā uz vides kvalitātes prasībām gan pasīvie filtratori – *Simuliidae*, gan brīvi dzīvojošās makstenes ir prasīgas pret vides kvalitāti un tādējādi ir tīra ūdens rādītāji. Slampes upē, kurai raksturīga pastiprināta biogēno elementu notece no lauksaimniecības teritorijām, šo organismu klātbūtne ne pavasara, ne vasaras sezonā veiktajos apsekojumos netika konstatēta. Pavasara sezonā no jauna veidotajos upes posmos grunti apdzīvojošo organismu sastāvs nav viendabīgs. Kaut arī vidē-



7. attēls. Akmeņu sliekšnis pirms jaunās upes gultnes ietekas Kauguru kanālā. Foto: J. Ķuze, 19.11.2007.

Figure 7. Rock stepping before the mouth of the new river falling into Canal Kauguri.



8. attēls. Applūdušais Dunduru pļavu Z gals nākošajā pavasarī pēc atjaunošanas darbu pabeigšanas. Kreisajā pusē redzams bloķētais Slampes kanāls. Foto: J. Ūze, 30.03.2006. (Skatīt 6. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 8. Northern part of the Dunduri meadows during the floods next spring after the works. The blocked Canal Slampe can be seen on the left. (See colour plate 6)

jais jaunajā upē konstatēto taksonomisko grupu skaits ir četras, tikai trīsuļodu *Chironomidae* kāpuri tika konstatēti visos apsekotajos jaunās gultnes posmos. Vasaras veģetācijas sezonā atsevišķus jaunveidotās upes posmus raksturojošo biocenožu sastāvs ir viendabīgāks. Visos paraugos tika konstatēti trīsuļodu *Chironomidae* kāpuri, vairākas dēļu sugas un dūņenes *Sialis*. Atsevišķos upes posmos masveidā savairojušās plēsīgās plakanās gruntsblaktis *Aphelocheirus aestivalis*. Iegūto rezultātu analīze parāda, ka 2007. gadā jaunveidotajos Slampes upes posmos vēl nav izveidojušās stabilas grunti apdzīvojošo organismu biocenozes. Jaunveidotās upes posmi, galvenokārt, funkcionē uz tuvāk esošo veco posmu rēķina. Tāpēc neizmainītajai upes gultnei tuvāk novietoto jaunveidotās upes posmu biocenozes pēc sastāva ir līdzīgākas. Savukārt tālāk esošajiem posmiem ir raksturīga vienkāršota biocenozes struktūra.

Upju biocenožu stabilizēšanās perioda garumu būtiski ietekmē upes sateces baseinā noritīšie procesi. Apstākļos, kad upe vēl nav izveidojusies par stabilu bioloģisko sistēmu, tās pašattīrīšanās spēja ir mazāka nekā hidroloģisko parametru ziņā līdzīgām dabiskajām upēm. Tāpēc tā ir īpaši jutīga pret palielinātu biogēno elementu piesātinājumu no sateces baseina. Tā kā no jauna veidotā upe tek pa pļavām, tās krastu apauguma struktūra nav atbilstoša dabisko upju krasta struktūrai. Upes

krasti visā tās tecējuma garumā ir atklāti un nav apauguši ar krūmu joslu, tai nav raksturīga atklāto un noēnoto posmu mija. Tāpēc pavasara periodā upe uzsilst visā jaunveidotā posma garumā. Šādos apstākļos visu ūdensaugiem paredzēto bioloģisko nišu aizņem zaļāģes *Cladophora glomerata*, kuru attīstību nodrošina paaugstināta ūdens temperatūra un ūdens bagātība ar biogēnajiem elementiem (šajā gadījumā piesārņojums). Saprobioloģiskās analīzes rezultāti rāda, ka pretēji gaidītajam, upes atjaunošanas darbi nav vainagojušies ar labas bioloģiskās kvalitātes sasniegšanu. 2007. gadā jaunveidoto upes posmu bioloģiskā kvalitāte salīdzinājumā ar agrāk taisnotajiem Slampes upes posmiem ir zemāka. Kaut arī vasaras veģetācijas sezonā upes kvalitāte kopumā atbilst β -mezosaprobītātes līmenim, saprobītātes indekss neizmainītajos upes posmos svārstās no 1,75 līdz 1,95, bet jaunveidotajos posmos ir 2,25 (ŪNP 2007). 30 mēnešus pēc jaunās upes gultnes veidošanas darbu pabeigšanas Slampes upe vēl neatbilst labai ekoloģiskai kvalitātei.

5.4. Upes palienu kā caurceļojošo ūdensputnu atpūtas vietas nozīmes atjaunošanās

Upes pārrakšana un palienu atjaunošana ir radījusi jaunus barošanās un caurceļošanas laika atpūtas

biotopus putniem. Jaunie upes meandri nodrošina labas barošanās iespējas melnajam stārķim *Ciconia nigra*, kas regulāri tiek novērots barojamies upes līkumos vai tās grīvā pie akmeņu krāvuma. Pie upes vienlaikus reģistrēti līdz četri melnie stārķi.

Pirmajā plūdu sezonā 2006. gada marta beigās applūdušajā palienē reģistrēta caurceļojošo ūdens putnu koncentrēšanās (iekavās norādīts maksimālais novēroto putnu skaits) – te novērots ziemeļu gulbis *Cygnus cygnus* (6), meža pīle *Anas platyrhynchos* (25), krīklis *Anas crecca* (2), garkaklis *Anas acuta* (4), gaigala *Bucephala clangula* (2), zivju gārnis *Ardea cinerea* (6) un divu sugu kaijas – kajaks *Larus canus* (10) un lielais ķīris *Larus ridibundus* (4). Ūdensputnu tuvumā regulāri uzturējās arī līdz trim jūras ērgļiem *Haliaeetus albicilla*. Lai gan novēroto indivīdu skaits pirmajā plūdu sezonā nav bijis liels, jāatzīmē, ka pirms upes atjaunošanas šajā teritorijā ūdensputnu koncentrēšanās nav novērota.

6. Secinājumi un rekomendācijas

6.1. Jaunās gultnes izveidošana un vecās gultnes bloķēšana

Vairāk kā divus gadus pēc projekta īstenošanas var secināt, ka projekts ir sasniedzis tam izvirzītos mērķus – upei ir izveidots jauns hidroloģiskais un atbilstošs palu režīms. Izmantotā pieeja – vecās kanāla gultnes bloķēšana un ūdens līmeņa paaugstināšana jaunajā upes gultnē – ļāva atjaunot palienes režīmu Dunduru pļavās, savukārt izmantotie upes pārrakšanas paņēmieni nodrošina upes ūdeņu plūšanu un noturēšanos jaunā, meandrētā gultnē. Projekta īstenošanas gaitā radās vairākas atziņas, kas būtu izvērtējamas, nākotnē īstenojot citus līdzīgus upju atjaunošanas projektus.

Gultnes rakšanas laikā izraktā grunts tika izlīdzināta upes krastos. Tika apsvērta arī grunts pārvešana uz veco upes gultni, to pilnībā aizberot, tomēr šāds risinājums ievērojami sadārdzinātu projekta īstenošanas izmaksas. Līdz ar to izraktā grunts tika izmantota vecās gultnes aizbēršanai tikai vietās, kur no tās tika izlaisti jaunās gultnes posmi, jo nelielos attālumos grunts pārvietošana bija iespējama arī ar buldozeru, kas līdzināja krasta atbērtnes. Par optimālu risinājumu tomēr būtu uzskatāma vecās gultnes pilnīga aizbēršana, atstājot atklātus tikai nelielus vecās, dziļākās sistēmas fragmentus, kas kalpotu par hidrobiontu patveršanās vietu mazūdens periodā un nodrošinātu jaunās upes gultnes rekolonizāciju sākotnējās biocenozes veidošanās stadijās. Lai gan vecā Slampes kanāla un tam blakus esošā grāvja gultne ir bloķēta septiņās vietās un ūdens līmeņa starpība abpus aizbērumiem ir salīdzinoši neliela, pilnīgāka vecās gultnes aizbēršana novērstu risku, ka spēcīgu

plūdu gadījumā kādu no aizbērumiem ūdens tomēr varētu izskalot. Vecā kanāla gultne šobrīd pļavās veido mākslīgu lineāru struktūru, kas fragmentē palienes teritoriju.

6.2. Dabiskai upei raksturīga krasta apauguma atjaunošana

Ja renaturalizētās upes sateces baseinā notiek intensīva lauksaimnieciskā darbība, ir svarīgi, lai tiktu nodrošināta upes aizsargjoslas funkcionēšana. Ņemot vērā, ka jaunveidotās Slampes upes gultne tek pa apsaimniekotiem (pļautiem un noganītiem) zālājiem, tās patreizējā krastu apauguma struktūra visā jaunveidotās upes gultnes garumā šobrīd nav atbilstoša dabisko upju krasta struktūrai. Upei nav aizsargjoslas, kas sākotnēji nodrošinātu upes biocenožu stabilizēšanos un palielinātas biogēno elementu noteces apstākļos kavētu zaļajūgu *Cladophora glomerata* masveida savairošanos un veicinātu makrofītu attīstību, bet turpmāk aizkavētu biogēnu noteci. Tādēļ ir svarīgi, lai upes renaturalizācija ietvertu arī pasākumus, kas veicinātu krastu apaugšanu ar krūmājiem (piemēram, krūmu stādīšanu).

6.3. Upes gultnes turpmākā apsaimniekošana

Ņemot vērā, ka Slampes upei pieguļošajās teritorijās notiek samērā intensīva lauksaimnieciskā darbība, ir sagaidāms, ka turpmākajā laika periodā būs nepieciešams veikt arī upes rekultivācijas pasākumus – upes atbrīvošanu no aizauguma ar augstākajiem ūdensaugiem, gultnes tīrīšanu u.c.

7. Darbus īstenoja

Projekta ideja Jānis Ķuze; ES Life-Daba projekta vadītājs Gatis Pāvils; Life projekta koordinators Andis Liepa; tehnisko projektu izstrādāja valsts SIA “Meliorprojekts”, projekta izstrādes vadītājs Zigurds Zēns; projekta autors Andrejs Tols; galvenais būvuzņēmējs SIA “Visko”, vadītājs Vilnis Marculāns; traktoristi Viktors Platpīrs, Edgars Kristiņš, rokamo gultni dabā nosprauda Mārtiņš Krams; darbu būvuzraugs Andrejs Ritenis.

8. Pateicības

Raksta autori izsaka pateicību ĶNPA darbiniekiem, kas bijuši iesaistīti projekta teritorijas monitoringa darbos – Agnesei Priedei un Viesturam Vintulim, kā arī Slampes sabiedriskajā monitoringā iesaistītajiem dalībniekiem – Zemgales, Džūkstes un Tukuma 3. vidusskolas skolēniem un viņu skolotājiem. Palīdzību raksta sagatavošanā sniedza arī Kārlis Lapiņš un Rolands Lebus.

Literatūra

- Cimdiņš P., Liepa R., Urtāns A. 1985. Upju tipoloģiskā klasifikācija. Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas vēstis. Nr. 3 (krievu val.).
- Cimdiņš P., Melberga A., Matisone M. 1981. Mazo upju pašattīrīšanās procesu izpēte. Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas vēstis. Nr. 6 (krievu val.).
- ĶNP 2007. Slampes sabiedriskā monitoringa rezultāti. Nepublicēts materiāls. Ķemeru nacionālā parka administrācija.
- Latvijas Vides datu centrs 1998. Latvijas mazo upju hidrobioloģiskā monitoringa sistēmas attīstīšana. Projekta atskaite.
- Nielsen M.B. 1995. Restoration of streams and their riparian zones – South Jutland, Denmark. Restoration of Streams ecosystems an integrated catchment approach. IWRB
- Ripl W., Hildmann C., Janssen T., Gerlach I., Heller S., Ridgill S. 1995. Sustainable Redevelopment of a River and its Catchment - The Stor River, Germany. In: M. Eiseltova and J. Biggs (Eds.), Restoration of Stream Ecosystems an Integrated Catchment Approach. IWRB Publication 37, 76- 111.
- Urtāne, L. 1992. Biocenožu attīstības īpatnības pēc Jaunupes rekultivācijas, "Vides aizsardzība Latvijā" 117-127. lpp.
- Urtāns, A. 1989 a. Mazo upju atjaunošanas perspektīva. Rīga. Zinātne un tehnika. Nr.8
- Urtāns, A. 1989b. Mazo upju kopšana. Rīga. Latvijas PSR Zinību biedrība.
- Urtāns, A. 1991. Recovery of small streams in Latvia. Ecological engineering for wastewater treatment. Proceedings of the International Conference. Sweden.
- Urtāns, A. 1992. Mazo upju kopšanas paņēmieni. Metodika UNESCO projektam – Baltic Sea Project.
- Urtāns, A. 2002. Saldūdens biotopu apsaimniekošana. Nodaļa grāmatā – Rokasgrāmata īpaši aizsargājamo dabas teritoriju dabas aizsardzības plāna izstrādātājiem. I. Račinskas redakcijā. Rīga.
- Williams D.D. 1977. Movements of benthos during the recolonization of temporary streams. Oikos. Bd.29
- Zīverts, A. 1995. Kauguru kanāls. Latvijas Daba 2. 234. lpp. Rīga, Latvijas Enciklopēdija.
- Zīverts, A. 1998. Slampe. Latvijas Daba 5. 116. lpp. Rīga, Preses nams.

Restoration of floodplain conditions at lower river Slampe

Summary

The main goal of the renaturalization of river Slampe was the creation of natural habitats, typical to natural lowland streams – meanders, diverse riverbed with dead branches as well as functioning floodplain area. Project area was an intensively drained grassland tract with total area ca 100 ha. Activities included re-meandering of historically straightened river course – 2,08 km long canal. The existing canal was turned into a meandered riverbed with the total length of 4,65 km in 2005. The water table of newly created hydrological system was raised by one meter to facilitate the flooding of neighbouring territories during the spring flood season.

Two year experience after the project implementation allows assuming that expected results have been met. During the first flood season in late March 2006 flood waters covered 25-30% of project area. However, improvement of hydrobiological quality is slower than expected. It is delayed due to the leakage of nutrients coming from the surrounding agricultural areas, as well as the lack of natural shading – restored riverbed is located in an entirely open area. The increased temperature of nutrient rich water resulted in dominance of one species – Blanket weed *Cladophora glomerata*. Further management of the restored river will focus on the creation of natural bank vegetation and controlling of the nutrients.

Key words: River Slampe, drainage, renaturalization, meander, floodplain, recultivation, recolonization

Dabisko zālāju atjaunošanas pasākumu ietekme uz veģetāciju aizsargājamo ainavu apvidū „Ziemeļgauja”

Solvita Rūsina,

Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, Latvijas Universitāte,
Alberta iela 10, LV-1010,
rusina@lu.lv

Kopsavilkums

Rakstā izklāstīti pirmo četru gadu dabisko zālāju apsaimniekošanas monitoringa sekmju rezultāti aizsargājamo ainavu apvidū „Ziemeļgauja”. Pētījuma mērķis bija noskaidrot, vai apsaimniekošana ir veicinājusi zālāju augu sabiedrību tipiskās struktūras atjaunošanos un sugām bagātu zālāju augu sabiedrību veidošanos atmatu vietā. Augu sugu un veģetācijas uzskaites veiktas 18 pastāvīgos parauglaukumos un 10 m platā un aptuveni 500 m garā joslas transektā. Četru gadu novērojumi liecina, ka apsaimniekošanas pasākumu ietekmē pieaudzis vidējais sugu skaits un sugu piesātinātība parauglaukumā, kā arī zālāju struktūra kļuvusi arvien daudzveidīgāka, un arī ilgstoši pamestie zālāji un atmatas ieguvušas dabiskiem zālājiem raksturīgās iezīmes. Tomēr novērojumu periods ir nepietiekams, lai nodalītu ikgadējo klimatisko faktoru izraisīto fluktuāciju un apsaimniekošanas pasākumu nozīmi sugu daudzveidības un veģetācijas struktūras maiņā.

Atslēgvārdi: LIFE-daba projekts, dabiskie zālāji, atjaunošana, pļaušana, ganīšana, veģetācija, dinamika.

1. Ievads

Apsaimniekošanas sekmju monitorings ir viens no daudziem monitoringa viediem, ko veic ekoloģiskos pētījumos. Tā mērķis ir novērtēt dabas aizsardzības pasākumu efektivitāti, salīdzinot izvēlēta dabas objekta (piem., veģetācijas, bezmugurkaulnieku sabiedrību u.tml.) esošo stāvokli ar mērķstāvokli, kāds definēts apsaimniekošanas plānā kā sasniedzamais rezultāts (Hurford, Schneider (Eds.) 2006).

Latvijas Dabas fonds 2003.gadā uzsāka Eiropas Savienības LIFE-Nature programmas un Latvijas Vides aizsardzības fonda finansētu projektu: „Ziemeļgaujas ielejas aizsardzība un apsaimniekošana” (No. LIFE03 NAT/LV/000082). Viens no projekta mērķiem bija dabisko zālāju biotopu atjaunošana un uzturēšana, veicot arī atjaunošanas sekmju monitoringu. Biotopu atjaunošanas gaitā nepieciešams zināt, vai veiktie pasākumi devuši plānotos rezultātus. Attiecībā uz augāju šādu atgriezenisko saiti nodrošina augu sugu un sabiedrību monitorings. Veģetāciju bieži izmanto arī kā indikatoru ekosistēmas stāvoklim kopumā. Pētījumu objekts šādā monitoringā ir augu sugu populācijas, sugu grupas vai visa augu sabiedrība kopumā (Block et al. 2001).

Monitorings veikts vairākās paraugteritorijās: “Krašņi” (Valkaspagasts), “LejasRudzīši –Zvejnieki” (Gaujienas pagasts), “Kalna Vērzemnieki” (Zvārtavas pagasts), un “Līves” (Virešu pagasts). Šajā rakstā apskatīta tikai viena paraugteritorija – „Krašņi”, jo tajā monitorings uzsākts visagrāk (2004.g. vasara), un tur arī veikti detālāki novērojumi, kas ļauj izdarīt secinā-

jumus arī par ļoti īsu monitoringa periodu (analizēti 3–4 gadu novērojumu dati).

Pirms atjaunošanas pasākumu uzsākšanas zālāju veģetāciju paraugteritorijā „Krašņi” raksturoja šādas bioloģiski daudzveidīgiem zālājiem neraksturīgas pazīmes un nelabvēlīgi procesi:

- a) zālāju augu sabiedrības zaudējušas tipisko struktūru (degradētas) – uzkrājušies bieža kūla, izteikts ciņainums (ciņu graudzāles un grīši), izteikts viens vai divi dominanti, samazinājies sugu skaits;
- b) samazinājusies β daudzveidība (augu sabiedrību daudzveidība) ainavā – dažādas mitro zālāju augu sabiedrības nomainījušas vienveidīgas parastās vīgriezies audzes, mēreni mitros zālajos sākušas dominēt nitrofitu sugu (*Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris* utt.) audzes u.tml.;
- c) zālāju ainava sadrumstalota ar ilgstoši neapsaimniekotām atmatām, kurās ir maza sugu daudzveidība;
- d) atklātā ainava daļēji saslēgusies, jo zālāji aizauguši ar kokiem un krūmiem, vietām jau plaši izplatīti krūmāji.

Atjaunošanas pasākumu mērķis ir novērst šīs parādības, un projekta vīzija ir:

- a) atjaunota zālāju augu sabiedrību tipiskā struktūra;
- b) palielināta β daudzveidība līdz tādai pakāpei, kas ir optimāla Ziemeļgaujas reģiona augu sabiedrību un augu sugu daudzveidības saglabāšanai;
- c) atmatu vietā atjaunojušās sugām bagātas zālāju augu sabiedrības;

d) atjaunota atklāta ainava (zālāji atbrīvoti no krūmiem, kā arī atjaunota sugām bagāta zālāju veģetācija vietās, kur jau bija izveidojies krūmājs).

Tādēļ arī monitoringa metodes pamatā vērstas uz sugu un augu sabiedrību daudzveidības pētījumiem un veģetācijas struktūras uzskaitēm. Tā kā visā teritorijā notiek gan ganīšana, gan pļaušana, nediferencējot pļautās un ganītās teritorijas, tad šī monitoringa ietvaros nav iespējams vērtēt atsevišķi ganīšanas vai pļaušanas ietekmi uz augu sugām un sabiedrībām, bet tikai šo abu pasākumu kompleksas iedarbības sekas. Vēl viens ierobežojums ir tas, ka projekta ilgums Ziemeļgaujā bija četri gadi, bet monitoringa novērojumiem nepieciešami vismaz 10 gadi, lai varētu izdarīt secinājumus par augāja dinamiku (Bakker et al., 1996). Pārāk īslaicīgi novērojumi var radīt kļūdainus secinājumus, jo augu sabiedrībai un visai ekosistēmai ir jāpielāgojas jaunajai situācijai, tādēļ nostabilizēšanās notiek lēni un pakāpeniski.

Šī pētījuma mērķis bija noskaidrot, vai apsaimniekošana veicina zālāju augu sabiedrību tipiskās struktūras atjaunošanos un vai atmatu vietā atjaunojas sugām bagātas zālāju augu sabiedrības.

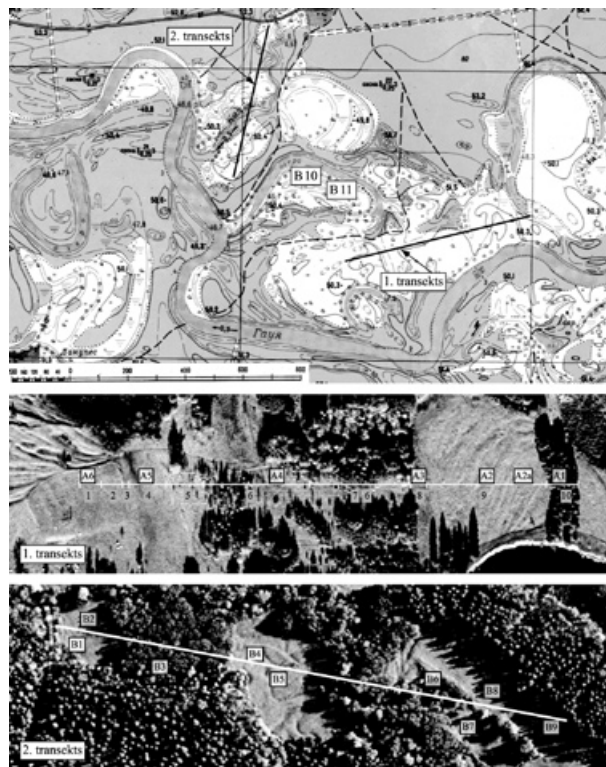
2. Materiāls un metode

Detālā monitoringa teritorija aptver vienu Gaujas meandru. Virsma ir nelīdzena, teritoriju saposmo divas lielas Gaujas vecupes. Augu sabiedrību ziņā šī teritorija ir ļoti heterogēna. Lielākās platības aizņem atklāta zālāju ainava, to saposmo krūmāji un vietām jau arī meži, kas izveidojušies agrāko zālāju vietā. No zālājiem pārstāvēti gan sausi un mēreni mitri zālāji, gan arī mitri un pat slapji zālāji. Katrs biotopu tips pārstāvēts ar dažādām sukcesijas stadijām (dažādas aizauguma pakāpes dabiskie zālāji un dažādā pakāpē dabiskojušās atmatas). Tādēļ veģetācijas monitoringa prioritātes bija, sekot augu sabiedrību un to dinamisko stadiju nomainībai ainavas profilā pļaušanas un ganīšanas ietekmē, kā arī noskaidrot, kā mainās sugu daudzveidība vienas augu sabiedrības ietvaros un salīdzinoši starp dažādām augu sabiedrībām. Tā kā teritorija bija daļēji aizaugusi ar krūmiem, liela nozīme veltīta arī koku un krūmu uzskaitē.

Lai gūtu vispārēju priekšstatu par veģetācijas dinamiku ainavas mērogā, tika izvēlēta joslas transekta metode, bet konkrētu augu sabiedrību novērojumiem izvēlēta pastāvīgo parauglaukumu metode (Kent, Coker, 1994; Hurford, Schneider (Eds.), 2006).

2.1. Pētījumu vietas

“Kraștiņū” paraugteritorijā izvēlētas divas pētījumu vietas, kuras iezīmē transeksti (1.att.). Pirmais (A) ir joslas transekts (10 m plats), kas iekārtots aploka austrumu pusē plašākajā atklātajā ainavas daļā gandrīz pāri visai aploka teritorijai tādā virzienā, lai ietu perpendikulāri



1. attēls. Transektu un pastāvīgo parauglaukumu izkārtojums paraugsaimniecībā „Kraștiņū” un 1. transekta daļējums augu sabiedrībās (Skatīt 8. krāsaino attēlu ielikumā). A1, B1 utt. – pastāvīgā parauglaukuma Nr. (numuri atbilst numuriem 1.tabulā); 1 – mēreni mitra *Helictotrichon pubescens* sab. (10 segmenti), 2 – sausa *Filipendula vulgaris-Helictotrichon pratense* sab. (6), 3 – terases nogāze (7), 4 – slapja *Carex acuta-Calamagrostis canescens* sab. (8), 5 – sausa *Helictotrichon pratense* sab. (13), 6 – mēreni mitra *Festuca rubra-Dactylis glomerata* sab. (23), 7 – aizaugoša mēreni mitra *Festuca rubra-Dactylis glomerata* sab. (15), 8 – slapja *Phalaris arundinacea-Carex acuta* sab. (3), 9 – sausa *Filipendula vulgaris-Helictotrichon pratense* sab. (24), 10 – sauss *Pinus sylvestris-Juniperus communis* mežs (5).

Figure 1. Sampling design in the monitoring site „Kraștiņū” and division of the transect No.1. into plant communities (See colour plate 8). A1, B1 etc. – the number of the permanent plot (the same as in Table 1); 1 – mesic *Helictotrichon pubescens* comm. (10 segments), 2 – dry *Filipendula vulgaris-Helictotrichon pratense* comm. (6), 3 – terrace slope (7), 4 – wet *Carex acuta-Calamagrostis canescens* comm. (8), 5 – dry *Helictotrichon pratense* comm. (13), 6 – mesic *Festuca rubra-Dactylis glomerata* comm. (23), 7 – overgrowing mesic *Festuca rubra-Dactylis glomerata* comm. (15), 8 – wet *Phalaris arundinacea-Carex acuta* comm. (3), 9 – dry *Filipendula vulgaris-Helictotrichon pratense* comm. (24), 10 – dry *Pinus sylvestris-Juniperus communis* forest (5).

galvenā abiotiskā faktora – mitruma – gradientam, tādēļ ietver visas galvenās zālāju augu sabiedrības, kas pārstāvētas pētāmajā teritorijā (1.att.). Šajā transektā novērojumi notiek gan pastāvīgajos parauglaukumos, gan visā joslas transekta garumā.

Otrais (B) transekts iekārtots teritorijas rietumu daļā, kura ir relatīvi norobežota no pārējās teritorijas, un pēc apsaimniekošanas veida dalās divās daļās – upītes kreisajā krastā lopi neiet, tādēļ tur esošās divas pļavas tikai pļauj. Upītes labajā krastā lopi labprāt uzturas. Šajā transektā pētījumi notiek tikai pastāvīgajos parauglaukumos. Šajā rakstā analizēti dati no abiem transekstiem.

Pētījumu teritorijā (ganībām iežogotās teritorijas platība ir 65 ha, bet daļu teritorijas klāj krūmu un meža veģetācija, kurā lopi neganās) 2004. gadā tika ielaisti 22 liellopi (*Šarolē* šķirnes govīs), pēdējos gados visu gadu ganās vidēji 32 liellopi (ieskaitot teļus). Daļu zālāju arī noļauj reizi gadā pēc 15. jūlija (1.tab.).

2.2. Biotopu klasifikācija

Ļoti nozīmīgi ir izvēlēties monitoringa mērķiem atbilstošu biotopu un/vai augu sabiedrību klasifikāciju. Bieži vien monitoringa specifiskie uzdevumi nosaka to, ka ir jāizstrādā jauna klasifikācijas sistēma, jo reģionāla klasifikācijas sistēma ir pārāk vispārināta un nav piemērota lokāliem pētījumiem, jo neparāda detaļas veģetācijas pārmaiņas (Brandt et al. 2002). Tā tas darīts arī Ziemeļgaujas monitoringā. Pamatā klasifikācija balstīta uz Latvijas biotopu klasifikatoru (Kabucis (red.) 2001), bet daudzas klasifikācijas vienības ir modificētas un sašķeltas sīkāk – lai parādītu dinamiskās stadijas. Augu sabiedrības nosauktas pēc dominējošām sugām.

2.3. Uzskaites joslas transektā

Joslas transekts (1.att. A transekts) orientēts Z-D virzienā perpendikulāri Gaujas vecupēm. Tas ir 10 m plats un ~570 m garš. Transekts sadalīts 5 m garos segmentos (kopā 114). Uz reljefa saposmājumu malām (piem., terases nogāzes) ievērotas dabiskās augu sabiedrību robežas, tādēļ tur segmentu lielums var būt nedaudz lielāks vai mazāks. Katrā segmentā veiktas augāja uzskaites un novērtēti ganīšanas ietekmes rādītāji (struktūras).

Augāja uzskaites:

1. **Koku stāva kopējais segums** – vērtē vizuāli procentos
2. **Krūmu stāva kopējais segums** – vērtē vizuāli procentos
3. **Lakstaugu stāva kopējais segums** – vērtē vizuāli procentos
4. **Sūnu stāva kopējais segums** – vērtē vizuāli procentos
5. **Kūlas daudzums** – vērtē 4 ballēs

Kūlas slāņa biezums un struktūra liecina par vielas aprites procesiem zālāja ekosistēmā. Biezs kūlas slānis rāda, ka zālājs ilgstoši nav pļauts un ganīts (Wells,

1974; Willems, 1985; Diemer et al., 2001 u.c.). Kūla veidojas arī tad, ja zālājs ir tikai vienu reizi pļauts agri vasarā, jo līdz rudenim zāle paspēj ataugt tādā garumā, ka jau veido kūlu (Svenson, Carlsson, 2005; Bissels et al., 2006). Ganībās kūla liecina par to, kā lopi izmanto teritoriju. Ja noganījums ir vienmērīgs, tad kūla neveidojas.

1 balle – kūlas maz (biezums nepārsniedz 2 cm);

2 balles – kūlas vidēji daudz (biezums starp 2 un 5 cm), tā labi sagūlusi un ātri sadalās, bet ja nav sagūlusi, tad nesedz visu zemi vienmērīgi, bet tikai ap lielo graudzāļu ceriem (kamolzālei, ciņusmilgai u. tml.);

3 balles – kūlas daudz vai ļoti daudz, tās slānis pārsniedz 5 cm biezumu, kūla vāji sagūlusi, vienmērīgi nosedz visu zemi;

4 balles – kūlas ļoti daudz.

6. **Lakstaugu stāva augstums** – izmanto tiešo mērīšanas metodi (Stewart et al., 2001). Novērtē dominējošā lakstaugu stāva vidējo augstumu (šajā pētījumā augstumu vērtēts ieskaitot ziedkopas, lai gan parasti vērtē tikai zaļo daļu (lapu) augstumu bez ziedkātiem un ziedkopām (Stewart et al., 2001)). Mēra to lakstaugu stāva augstumu, kurā ir vismaz 80 % no visām augu daļām. Mērījumu nolasa piecās vietās uzskaites punktā, atzīmē arī absolūto maksimālo augstumu (ja ir tikai atsevišķas augstās graudzāles vai platlapji ar gariem ziedkātiem (gundegas u.c.)). Ja lakstaugu stāvs diferencējas divos labi izteiktos stāvos novērtē abu stāvu augstumu. Šāda situācija var veidoties gan dabiski, ja dominē augstās graudzāles un zemie platlapji, gan ganīšanas ietekmē, ja platība tikai daļēji nograuzta. Tad ir izteikts zemais stāvs, kas radies nograušanas dēļ, gan augstais stāvs, kas saglabājies nevienmērīgā nograuzuma dēļ.

7. **Lakstaugu stāva homogenitāte**. Šis rādītājs norāda uz augšanas apstākļu atšķirībām segmenta ietvaros. To nosaka pēc sugu sastāva. Ja sugu sastāvs ir viendabīgs visā laukumā, tad vērtējums ir 3 balles, ja ir nelielas pārmaiņas atsevišķās segmenta vietās, tad 2 balles, bet ja laukums ir izteikti heterogēns – vienā tā daļā ir viena augu sabiedrība, bet citā daļā cita – tad vērtējums ir 1 balle. 1 balle tiek dota arī, ja dominējošās sugas dažādās laukuma daļās krasi atšķiras, bet pārējais sugu sastāvs ir līdzīgs.

8. **Dominējošo augu sugu uzskaitē** – dabiskos zālajos parasti nav izteiktas dominējošās sugas, bet, ilgstoši neapsaimniekojot, ekspansīvākās konkurētspējīgākās augu sugas izplatās un sāk dominēt (Willems, 2001). Ganīšanas ietekmē šo sugu daudzums samazinās, bet, turpinoties ganīšanai, parādās citas sugas, kas kļūst dominantas, ja ganīšana ir pārlietu intensīva. Tādēļ dominējošo sugu dinamika labi parāda ganīšanas ietekmi gan kā zālāja

1. tabula. Pastāvīgo parauglaukumu raksturojums.

Table 1. Description of permanent plots.

Nr.	Biotops Habitat	Izmantošana Manage- ment type	Novietojums reljefā Location	Sugu skaits Number of species 25 m ²			
				2004	2005	2006	2007
A1	Sauss priežu <i>Pinus sylvestris</i> mežs ar kadiķu pamežu	ganīšana	Terases laukums uz robežas ar terases nogāzi	41	47	38	40
A2	Sauss kalcifīts lielziedu vīgriezēs-kailās pļavauzītes <i>Filipendula vulgaris-Helictotrichon pratense</i> zālājs	ganīšana un pļaušana	Pacēlumu virsotnes un nogāžu augšdaļas	41	51	51	49
A2a	Sauss kalcifīts lielziedu vīgriezēs-kailās pļavauzītes <i>Filipendula vulgaris-Helictotrichon pratense</i> zālājs	ganīšana un pļaušana	Pacēlumu virsotnes un nogāžu augšdaļas	28	39	40	37
A3	Slapjš parastā miežabrāļa-sloidā grīšļa <i>Phalaris arundinacea-Carex acuta</i> zālājs	ganīšana un pļaušana	Dziļa ieplaka	13	23	25	36
A4	Mēreni mitrs sarkanās auzenes-kamolzāles <i>Festuca rubra-Dactylis glomerata</i> zālājs	ganīšana un pļaušana	Līdzens terases laukums	41	43	41	52
A5	Slapjš slaidā grīšļa-purvāju ciešas <i>Carex acuta-Calamagrostis canescens</i> zālājs	ganīšana un pļaušana	Dziļa ieplaka	31	28	28	35
A6	Mēreni mitrs pūkainās pļavauzītes <i>Helictotrichon pubescens</i> zālājs	ganīšana un pļaušana	Lēzenas ieplakas terases laukumā (starp kailās pļavauzītes pļavām)	44	52	47	61
B1	Mitrs ciņusmilgas <i>Deschampsia cespitosa</i> zālājs	pļaušana	Lēzena ieplaka sausā atmatu pļavā	32	35	32	37
B2	Sauss kalcifīts lielziedu vīgriezēs-parastās smilgas <i>Filipendula vulgaris-Agrostis tenuis</i> atmatu zālājs	pļaušana	Līdzena vieta (kādreiz ar buldozeru nolīdzināta)	45	56	45	50
B3	Alkšņu krūmājs (mežs)	nav	līdzens	23	22	20	31
B4	Sauss kalcifīts lielziedu vīgriezēs-kailās pļavauzītes <i>Filipendula vulgaris-Helictotrichon pratense</i> zālājs	pļaušana	Pacēlumu virsotnes un nogāžu augšdaļas	49	59	52	58
B5	Mitrs ciņugrīšļa <i>Carex caespitosa</i> zālājs	pļaušana	Ieplakas B4 biotopā	39	36	36	51
B6	Mitrs parastās vīgriezēs <i>Filipendula ulmaria</i> zālājs	ganīšana	Liela pieterases ieplaka ar vecupēm	32	28	49	56
B7	Mēreni mitrs augsto lakstaugu suņuburkšķa - pļavas auzenes <i>Anthriscus sylvestris-Festuca pratensis</i> zālājs	ganīšana	Liela pieterases ieplaka ar vecupēm - augstāk paceltās vietas	36	42	42	46
B8	Mēreni mitrs pļavas auzenes-kamolzāles <i>Festuca pratensis-Dactylis glomerata</i> atmatu zālājs	ganīšana un pļaušana	Līdzenas terases lēzenas ieplakas (starp B9)	42	44	39	46
B9	Mēreni mitrs parastās smilgas-parastās smaržzāles <i>Anthoxanthum odoratum - Agrostis tenuis</i> atmatu zālājs	ganīšana un pļaušana	Līdzena terase	29	39	39	35
B10	Parkveida zālājs ar ozoliem	ganīšana un pļaušana	Līdzena terase	-	57	58	60
B11	Parkveida zālājs ar ozoliem	nav	Līdzena terase	-	57	55	59

atjaunošanas mehānismu, gan arī indicē un brīdina par pārganīšanu (Hurford, 2006). Lielā darba apjoma dēļ uzskaitītas tikai piecas sugas ar vislielāko segumu. Pat tad, ja ir tikai viens dominants, nosauktas arī pārējās četras sugas, kuras ir ar nākamo lielāko segumu, pat ja tas nepārsniedz dažus procentus. Visām piecām sugām vizuāli novērtēts to segums procentos no kopējās laukuma platības.

- 9. Kokaugu uzskaitē.** Katrā segmentā uzskaitītas visas koku un krūmu sugas, katram eksemplāram izmērīts augstums un vainaga projekcijas garākās ass garums, priedēm arī vecums (zaru mieturu skaits). Daļēji transekts šķērso jaunu bērzu-apšu mežu, tādēļ 2004.g. uzskaitē tajos segmentos, kuros veģetāciju veidoja saslēgts krūmājs vai mežs, novērtēts tikai vainagu kopējais slēgums un sugu daudzuma attiecība, kā arī valdošā stāva augstums. 2005.g. šajā vietā kokaugi bija nocirsti, tādēļ uzskaitītas visas atvases.

Struktūras:

- 10. Ciņainums.** To nosaka ciņu graudzāles un grīšļi, kas aug ciņos. Vērtē 3 ballēs: 1 balle – nav ciņains, 2 balles – nelieli ciņi, 3 balles – lieli, izteikti ciņi.
- 11. Nobradājums.** Šis rādītājs rāda to, cik liela ietekme uz augāju atstāta, lopiem staigājot pa teritoriju. Nobradājumu vērtē pēc tā, cik lielu teritorijas daļu aizņem nobradātās augāja vietas (nomītas dažādas augu daļas, izmīdīti kurmju rakumi, izbradāti kailas augsnes plankumi). Novērtējums dots neatkarīgi no nograuzuma, jo dažkārt lopi nav ēduši nemaz, bet ļoti stipri izbradājuši vai izgulejuši (īslaicīgās atpūtas vietās), citkārt liela daļa zelmeņa ir nograuzta, bet nobradājums nav izteikts (uz augāju nekādu vizuāli redzamu ietekmi nav atstājis). Vērtē vizuāli procentos.
- 12. Nograuzums.** Nograuzums vērtēts vizuāli procentos.
- 13. Ekskrementi.** Ir uzskaitītas visas ekskrementu čupas, ja govys izkārnījusies kustībā, tad atsevišķie mazie mēslu plankumi skaitīti kā viena ekskrementu čupa.
- 14. Skudru pūžņi.** Uzskaitīti visi skudru pūžņi.
- 15. Kurmjū rakumi.** Uzskaitīti visi kurmjū rakumi.
- 16. Meža cūku rakumi.** Vizuāli novērtēta meža cūku rakumu platība kvadrātmetros.

Rezultātu analīzē izmantoti pirmo trīs gadu dati (neieskaitot 2007.g.). Analizēti tikai informatīvākie parametri, jo novērojumu perioda īslaicīguma dēļ ne visi joslas transektā uzskaitītie parametri (skatīt metodes) bija informatīvi veģetācijas dinamikas atspoguļošanā. No veģetācijas struktūras parametriem informatīvākie bija lakstaugu stāva dominējošo sugu segums un kūlas daudzums. Koku un krūmu stāva segums, kā arī kok-

augu uzskaites dati netika analizēti, jo lielā teritorijas daļā krūmu un koku stāvs tika novākts mehāniski, tādēļ ne uz pļaušanas, ne uz ganīšanas ietekmi šo parametru izmaiņas nenorāda. No struktūras parametriem dinamiskākie bija nograuzums un nobradājums.

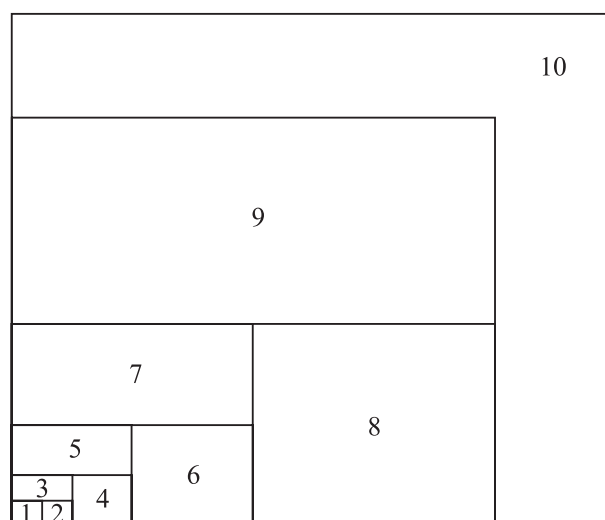
Veģetācijas dinamikas analīzē joslas transekts nosacīti sadalīts 10 posmos pēc tajos dominējošām augu sabiedrībām (atšķirīgiem biotopiem) (1.att.).

2.4. Pastāvīgie parauglaukumi

Pastāvīgie parauglaukumi (pavisam kopā 18 parauglaukumi) iekārtoti dominējošo augu sabiedrību raksturīgās homogēnās vietās abos transektoos (A (joslas transektā – 7 parauglaukumi; B transektā – 9 parauglaukumi) un papildus divi parauglaukumi (B10 un B11) parkveida zālājā, kuru transekti nešķērso (1.att., 1.tab.). Tie ir 5 x 5 m lieli laukumi, kas sadalīti mazākos sektoros, lai varētu sekot līdzi sugu daudzveidībai dažādos mērogos (2. att.). Tādā veidā ir zināms sugu skaits 0.25 m², 0.5 m², 1 m², 2 m², 4 m², 8 m², 16 m² un 25 m². Lai parauglaukumu precīzi atrastu katru nākamo gadu, tā stūri iezīmēti ar līdzi ar zemi iedzītiem metāla mietiņiem, apakšējam labajam stūrim noteiktas koordinātas, un tam ir piesaiste transekta iezīmētajam mietam. Pirmajā parauglaukuma sektorā uzskaitītas visas augstāko augu sugas (sūnu un ķērpju suga netika ņemtas vērā), katrā nākamajā sektorā uzskatītas tās sugas, kas nebija iepriekšējos sektoros. Beigās visam 5 x 5 m laukumam noteikts katras sugas daudzums procentos.

2.5. Datu matemātiskā analīze

Veģetācijas dati apkopoti datu bāzē, kuras izveidei izmantota speciāli veģetācijas datu ievadei, uzglabāšanai



2. attēls. Pastāvīgā parauglaukuma dalījums sektoros (mazākā iedaļa (1): 0.25 x 0.25 m).

Figure 2. Nested plot design (the smallest cell (1): 0.25 x 0.25 m).

un analīzei radītā programmu pakete TURBOVEG (Hennekens, 1995).

Augu sugu daudzveidības analīzē izmantots Šenona-Vīnera daudzveidības indekss (Kent, Coker, 2004). Veģetācijas dinamikas ekoloģiskai analīzei izmantota netiešā ordinācija, kuras interpretācijai lietotas H. Ellenberga ekoloģiskās skalas (Ellenberg et al., 1992). Šajā darbā kā piemērotākā izmantota netiešās ordinācijas metode detrendētā korespondentanalīze (Detrended Correspondence Analysis), izmantojot datorprogrammu DECORANA (Hill, Gausch, 1980) un Pcord 4 (McCune, Mefford, 1999).

Nomenklatūra vaskulārajiem augiem Gavrilova, Šules.

3. Rezultāti

3.1. Sugu daudzveidības dinamika pastāvīgajos parauglaukumos

Pastāvīgo parauglaukumu galvenais mērķis ir sekot sugu daudzveidības maiņām laika gaitā, kā arī sugu daudzuma maiņām. 2004.gadā kopumā iekārtoti 16 parauglaukumi dažādās izplatītākajās augu sabiedrībās, bet 2005.gadā papildus iekārtoti vēl divi parauglaukumi, lai varētu sekot izmaiņām parkveida zālājā (1.tab.).

Kopējais vaskulāro augu sugu skaits visos parauglaukumos 2007.gadā bija 176 sugas. Iepriekšējos gados tas bija attiecīgi 145 (2004.g.), 168 sugas (2005.gadā)

un 169 sugas (2006.g.). Salīdzinot 2004. un 2005. gadu, sugu skaits bija palielinājies vidēji par 5 sugām parauglaukumā un šis palielinājums bija būtisks ($p=0.06$). Arī salīdzinot 2004. un 2006. gadu, sugu skaits vidēji palielinājies par 2 sugām, tomēr tas bija statistiski nebūtisks, kā arī sugu skaita vidējais samazinājums par 2 sugām starp 2005. un 2006. gadu bija nebūtisks. Starp 2006. un 2007.g. sugu skaits vidēji palielinājies par 7 sugām, kas bija statistiski būtisks palielinājums ($p=0.001$). Kopumā visā novērojumu periodā vidējais sugu skaits parauglaukumā palielinājies par 9 sugām (no 36 sugām 2004.g. uz 45 sugām 2007.g.), kas ir statistiski būtisks palielinājums ($p=0.001$).

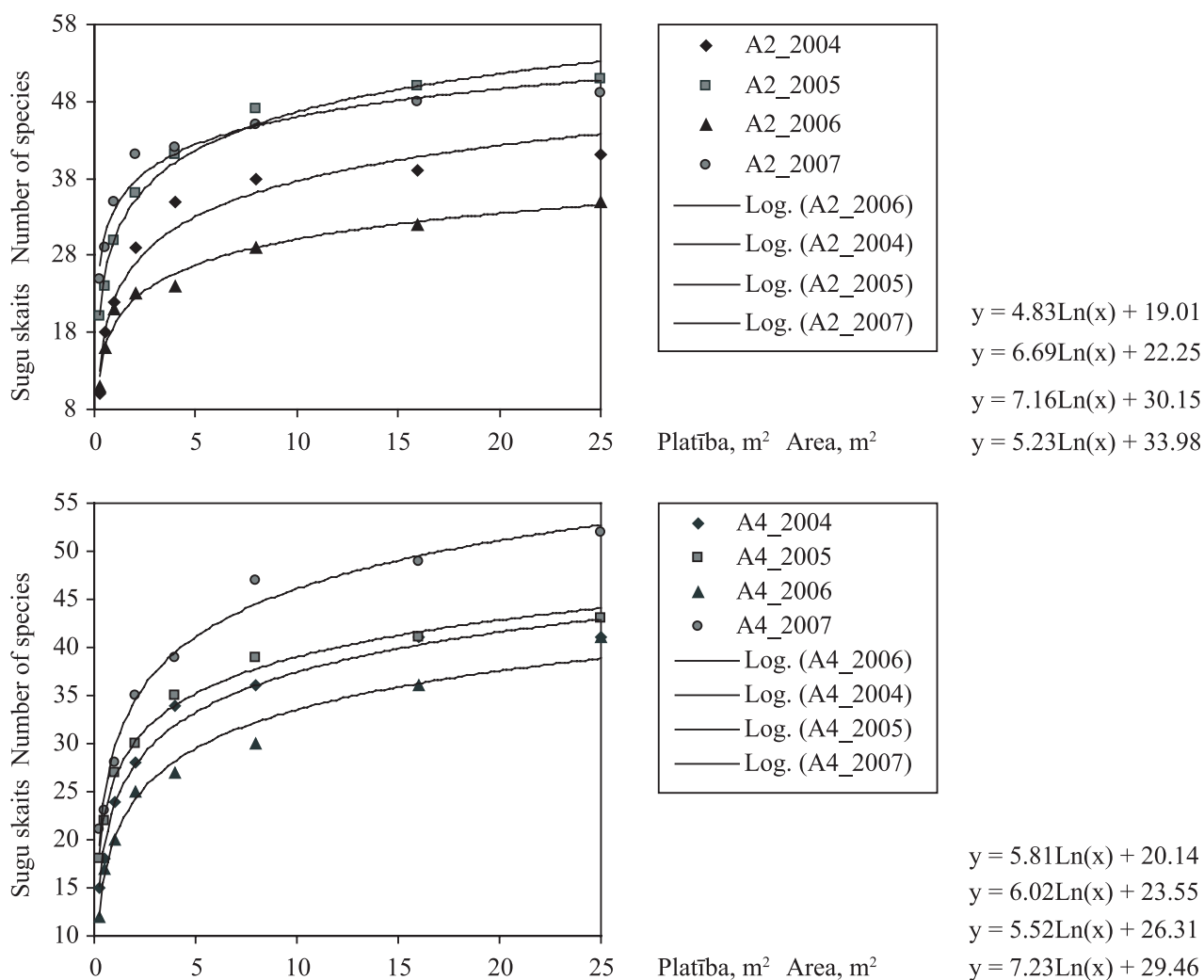
Šenona indekss, kas parāda ne vien sugu skaita dinamiku, bet arī sugu izlīdzinātību, kopumā arī ir palielinājies (9 no 18 parauglaukumiem) vai gadu gaitā notikušas nelielas sugu daudzveidības fluktuācijas (7 no 18 parauglaukumiem). Tikai divos parauglaukumos (B7 un B8) tas samazinājies (2.tab.).

Sugu skaita – platības līknes vairumā gadījumu parādīja, ka lēzenākas līknes (tātad sugu piesātinātība mazā laukuma vienībā ir neliela) un mazāks sugu kopējais skaits bija vērojams 2004. un 2006. gadā, bet stāvākas līknes un lielāks kopējais sugu skaits – 2005. un 2007. gadā. Tāda dinamika bija raksturīga visiem sausajiem zālājiem (A2, A2a, B2, B4), vairumam mēreni mitro zālāju (A4, A6, B7, B8), tikai diviem no slapjajiem zālājiem (B1, B5), kā arī parkveida zālājiem. Raksturīgākās sugu skaita-platības līknes sauso un mēreni mitro biotopu grupā parādītas 3.att.

2.tabula. Šenona-Vīnera indeksa vērtības pastāvīgajos parauglaukumos.

Table 2. Values of Schannon-Wiener index for permanent plots.

Gads Year Parauglaukums Plot	2004	2005	2006	2007	pieaugums/samazinājums increase/decrease
A1	3,02	2,68	2,81	3,07	↑
A2	2,99	3,36	2,82	3,22	-
A2a	2,05	2,57	3,1	2,85	↑
A3	1,48	2,18	2,19	2,69	↑
A4	2,96	3,19	3,23	3,41	↑
A5	2,92	2,62	2,64	2,72	-
A6	2,85	3,15	3,31	3,5	↑
B1	2,9	2,96	2,82	2,95	-
B2	3,13	3,38	3,11	3,29	-
B3	2,06	1,57	1,56	1,85	-
B4	3,26	3,34	3,22	3,46	↑
B5	2,99	2,85	2,96	3,03	-
B6	2,15	1,76	3,31	3,16	↑
B7	3,18	3,22	2,9	2,91	↓
B8	3,12	2,88	2,93	2,86	↓
B9	2,71	2,76	3,1	2,92	↑
B10	-	3,51	3,53	3,68	↑
B11	-	2,91	2,76	2,94	-



3. attēls. Sugu skaita-plotības līkne parauglaukumam A2 (sausā *Filipendula vulgaris*-*Helictotrichon pratense* sab.) un A4 (mēreni mitra *Festuca rubra*-*Dactylis glomerata* sab.).

Figure 3. Species-area curve for the permanent plot A2 (dry *Filipendula vulgaris*-*Helictotrichon pratense* comm.) and A4 (mesic *Festuca rubra*-*Dactylis glomerata* comm.).

Nedaudz citādi sugu skaita un piesātinātības dinamika četru gadu laikā noritējusi vienā mēreni mitro zālāju (B9), vairumā slapjo zālāju (A3, A5, B6), kā arī abos meža biotopu (B3, A1) pastāvīgajos parauglaukumos. B9 parauglaukumā sugu piesātinātība bijusi augstāka 2006. un 2007.g., bet kopējais sugu skaits – 2005. un 2006.gadā (4.att.). No slapjo zālāju parauglaukumiem A3 un B6 parauglaukumā abi rādītāji gadu gaitā pieauguši pakāpeniski (4.att.), bet A5 parauglaukumā tie fluktuējuši – mazākais sugu piesātinājums bijis 2004.g., lielākais – 2007.g., bet sugu skaits maksimumu sasniedz 2007.g., bet mazākais skaits bija 2005. un 2006.g. Abi mežu parauglaukumi ir samērā atšķirīgi. Priežu mežā (A1) lielākais sugu piesātinājums un skaits bija 2005.g., bet baltalkšņu mežā – 2007.gadā.

Lai spriestu par veģetācijas dinamikas virzību zālāju parauglaukumos, veikta detrendētā korespondentanalīze (5.att.). Pirmā ordinācijas ass parāda atšķirības

starp dažādu biotopu parauglaukumiem; tā izskaidro lielāko daļu variācijas (kumulatīvais determinācijas koeficienta lielums starp parauglaukumu vērtībām uz trim asīm ordinācijas telpā un oriģinālajā daudzdimensiju telpā ir 0.54, bet tikai pirmajai asij tas attiecīgi 0.43). Dominējošais ekoloģiskais gradients ir augtēnes mitrums – 1. asij ar Ellenberga skalas mitruma vērtībām korelācija ir ļoti augsta (3.tab.).

Spriežot pēc pastāvīgo parauglaukumu savstarpējā izvietojuma ordinācijas telpā (5.att.), četru gadu laikā lielākās izmaiņas notikušas parauglaukumos A3, A6 un B8, jo tiem ordinācijas telpā vērojama virzīta sukcesija ar samērā lielu β daudzveidību starp pirmā un pēdējā gada uzskaitēm (pa pirmo ordinācijas asi starp 2004.g. un 2007.g. vērojams gradients par aptuveni 1.5 standartnovirzēm). Parauglaukumos B6, A2 un B5 vērojamas izteiktas sugu sastāva un/vai izlīdzinātības fluktuācijas, tomēr virzīta sukcesija nav notikusi. Pavisam nelielas izmaiņas veģetācijā bijušas

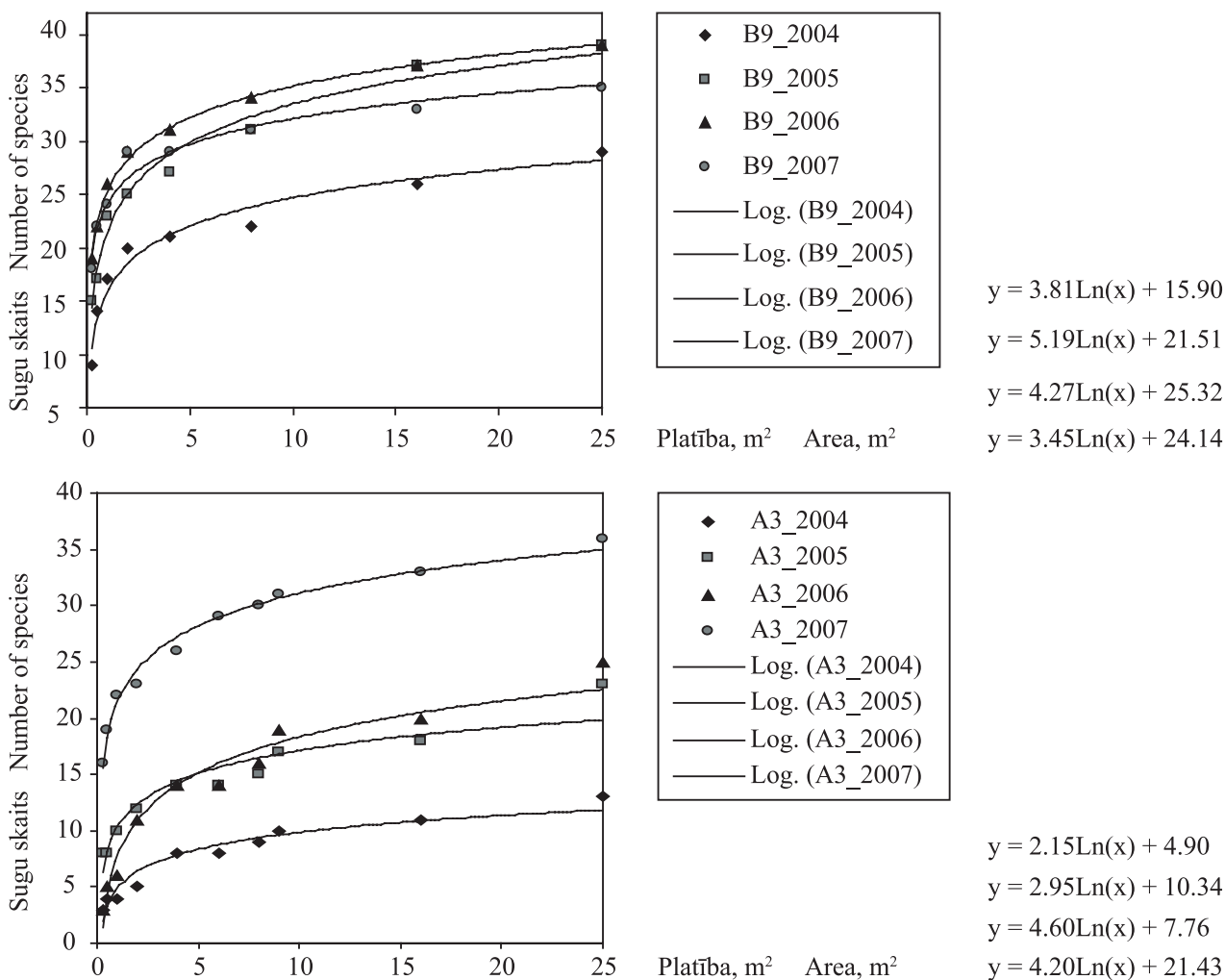
parauglaukumos A5 un B9 – tiem visu gadu uzskaites ordinācijas telpā ir ļoti tuvu cita citai.

3.2. Veģetācijas dinamika joslas transektā

Jau pirmajā ganīšanas gadā bija redzama teritoriālā diferenciācija ganīšanās intensitātē, un tas izpaudās arī pārējos novērojumu gados (10.att.). **Sausajā priežu mežā** ar kadiķiem pamežā ļoti ganījās ļoti maz, nograuzums bija niecīgs. Nākamajā gadā bija izteikti lielāks nobradājums (11.att.), bet zāle nebija ēsta. Šī tendence pastiprinājās 2006.gadā. Izbradāšana bija radījusi izmaiņas zemeņa struktūrā. Palielinoties gaismas intensitātei, samazinājies ēnainu vietu mezofītu sugu segums (*Veronica chamaedrys*, *Lysimachia nummularia* u.c.), bet pieaudzis gaismas mīļu segums (piem., *Agrostis tenuis*, *Deschampsia caespitosa*).

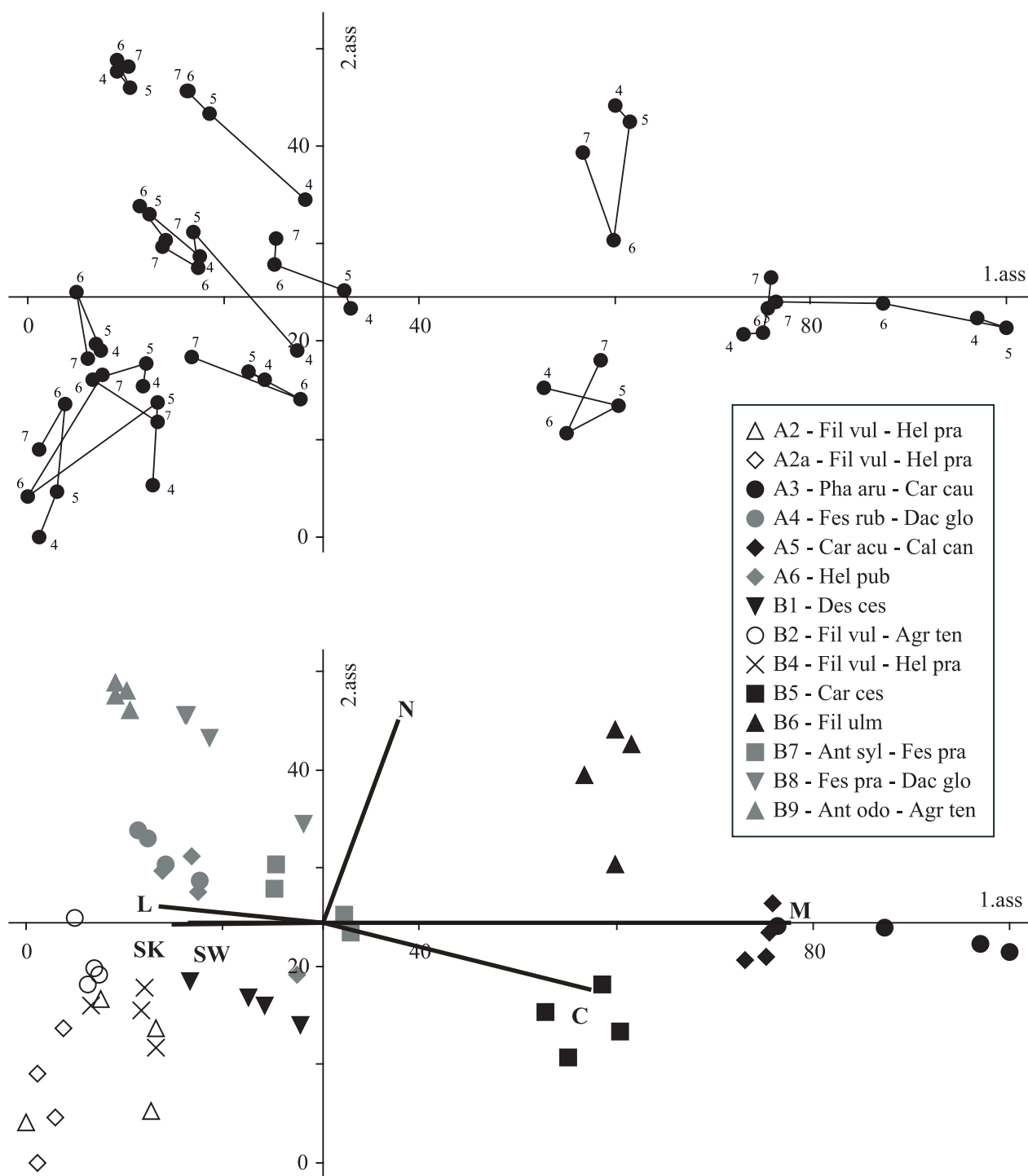
Sausajā kalcifitajā *Filipendula vulgaris*-*Helictotrichon pratense* zālājā, kas aizņem teritorijas lielāko daļu (2., 5. un 9. transekta posms), pirmajā gadā

ļoti uzturējās galvenokārt atpūtas laikā (teritorija bija nobradāta un izgulēta, bet ne noganīta). Tie gandrīz nemaz neēda *Helictotrichon pratense*, kas šajā biotopā bija izteikti dominējoša suga. Ievērojamāks nograuzums bija tikai nelieliem plankumiem starp *Helictotrichon pratense* ciņiem, kur augs dažādas platlapju sugas un smalkās graudzāles (*Festuca rubra*, *Poa angustifolia*). Nākamajā gadā situācija gandrīz nebija mainījusies – noganījums audzis tikai par dažiem procentiem. Neskatoties uz to, 2006. gadā jau bija vērojamas labvēlīgas tendences zemeņa struktūrā: samazinājies dominējošo sugu skaits (6., 7.att.) un gandrīz izzudis vecās kūlas slānis, kā arī pieaugusi noganīšanas intensitāte (9., 10.att.). Tas skaidrojams gan ar nobradāšanas efektu, gan ar to, ka iepriekšējos gados ļoti *Helictotrichon pratense* ļoti labprāt ēda ziemā un pavasarī (V.Lārmaņa mutisks ziņojums). Rezultātā ir samazinājies *Helictotrichon pratense* izteiktā dominānce, palielinājies kopējais dominējošo sugu skaits



4. attēls. Sugu skaita-platības līkne parauglaukumam B9 (mēreni mitra *Anthoxanthum odoratum*-*Agrostis tenuis* sab.) un A3 (slapja *Phalaris arundinacea*-*Carex acuta* sab.).

Figure 4. Species-area curve for the permanent plot B9 (mesic *Anthoxanthum odoratum*-*Agrostis tenuis* comm.) and A3 (wet *Phalaris arundinacea*-*Carex acuta* comm.).



5. attēls. Pastāvīgo parauglaukumu ordinācija ar detrendēto korespondentanalīzi (ordinēti tikai zālāju parauglaukumi). $\lambda_1 = 0.78$, $\lambda_2 = 0.28$, $\lambda_3 = 0.20$, kopējā inerģe – 5.6. Ellenberga rādītāji N – slāpeklim, M – mitrumam, C – kontinentalitātei, L – gaismai, SW – Šenona-Vīnera indekss, SK – sugu skaits. Sabiedrību apzīmējumus skatīt 1. tabulā.

Figure 5. Ordination of the permanent plots with Detrended Correspondence Analysis (only grassland plots are included). $\lambda_1 = 0.78$, $\lambda_2 = 0.28$, $\lambda_3 = 0.20$, total inertia – 5.6. SW – Shannon-Wiener index, SK – number of species, Ellenberg's figures for N – nitrogen, M – moisture, C – continentality, L – light. Community names see in Table 1.

(8.att.) un sugu izlīdzinātība. Sagaidāms, ka ar laiku sugu sastāvs un zemeņa struktūra šajā teritorijas daļā arvien uzlabosies.

Helictotrichon pubescens sabiedrībā (pirmais transekta posms un lēzenas iepļaciņas 9. posmā) gan

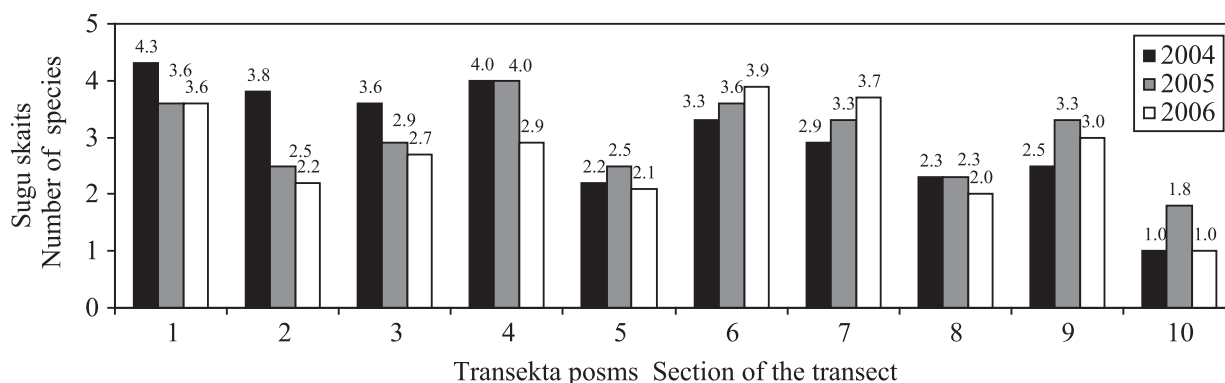
pirmajā, gan nākamajā gadā nograuzums bija liels, otrajā gadā tas vietām sasniedza pat 80 %.

Intensīvi izmantots visos gados arī **mēreni mitrās *Festuca rubra-Dactylis glomerata* biotops** (transekta 6. posms), ganīšanās intensitāte pēdējos divos gados

3.tabula. DCA ordinācijas asu korelācijas ar Ellenberga indikatorvērtībām un sugu daudzveidības rādītājiem.

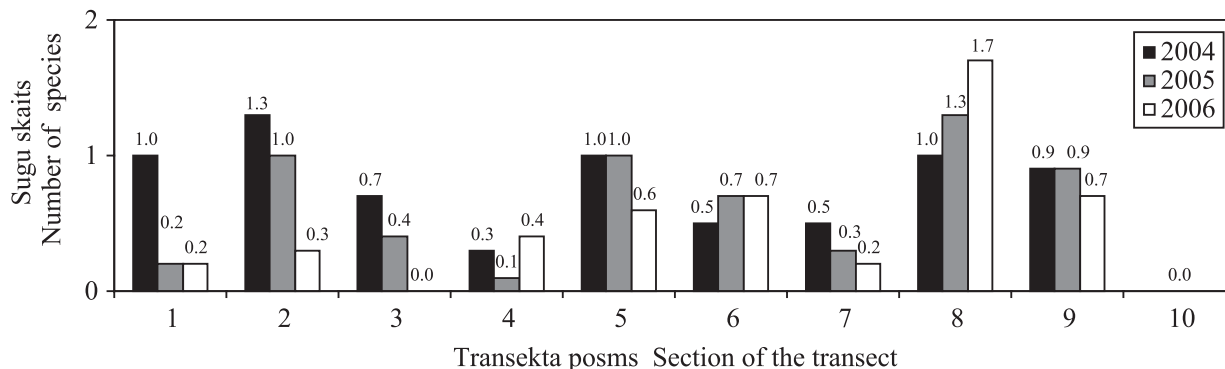
Table 3. Correlations of DCA ordination axis with Ellenberg indicator values and species diversity figures

Vērtība Value	1. ass Axis 1	2. ass Axis 2	3. ass Axis 3
Sugu skaits Number of species	-0,52	0,00	-0,09
Izlīdzinātība Evenness	-0,43	-0,07	-0,03
Šenona-Vīnera indekss Shannon-Wiener index	-0,55	-0,05	-0,06
Gaisma Light	-0,57	0,18	-0,24
Temperatūra Temperature	-0,01	0,02	0,16
Kontinentalitāte Continentality	0,74	-0,37	0,03
Mitrums Moisture	0,97	0,02	-0,12
Reakcija Reaction	-0,21	-0,36	0,38
Slāpekļis Nitrogen	0,39	0,64	0,17



6. attēls. Vidējais sugu skaits segmentā, kurām segums bija vismaz 10%. Transekta posmu (augu sabiedrību) nosaukumus un segmentu skaitu katrā posmā skatīt 1. att.

Figure 6. Average number of species in a segment with a cover at least 10 %. Sections of the transect (division into plant communities) and number of segments in each section see in Fig. 1.



7. attēls. Vidējais sugu skaits segmentā, kurām segums bija vismaz 30%. Transekta posmu (augu sabiedrību) nosaukumus un segmentu skaitu katrā posmā skatīt 1. att.

Figure 7. Average number of species in a five meter long segment with a cover at least 30 %. Sections of the transect (division into plant communities) and number of segments in each section see in Fig. 1.

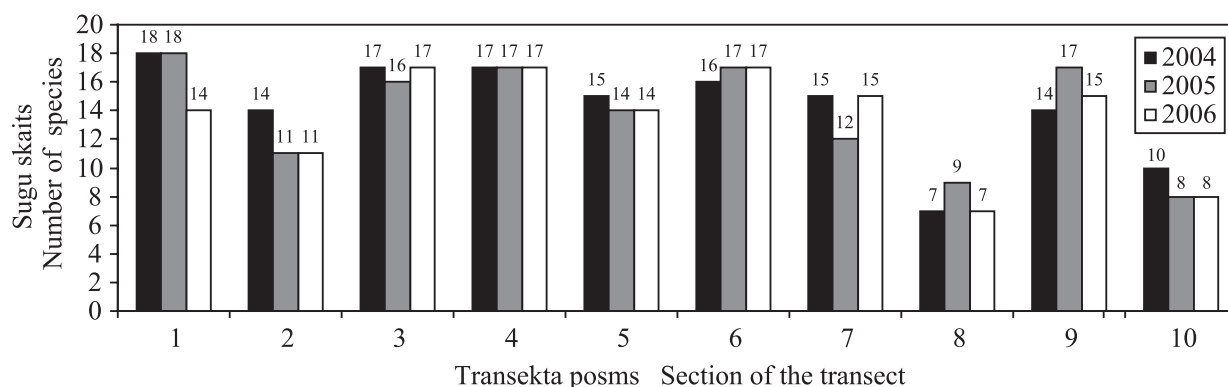
pieauga. Visvairāk noēstās sugas bija graudzāles – *Dactylis glomerata*, *Elytrigia repens*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Helictotrichon pubescens*, bet nebija ēsts *Alchemilla vulgaris*, kas bieži vien dominē, kā arī *Senecio jacobaea*. Kūlas daudzums samazinājās, bet pieauga dominējošo sugu skaits, kas norāda uz monodominances (negatīva parādība zālāju sabiedrībās) samazināšanos. Pieaudzis segums pret ganīšanu izturīgām sugām, piem., *Agrostis tenuis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Achillea millefolium*.

Transekts šķērso divas salīdzinoši dziļas ieplakas, kurās izveidojušies **slapju zālāju biotopi**. Platības ziņā lielākajā ieplakā (transekta 4.posms), kur dominē *Carex acuta* un *Calamagrostis canescens*, lopi gandrīz nebija ganījušies abos pirmajos novērojumu gados, arī nobradājums tur necīgs, bet 2006.gadā situācija bija mainījies – stipri pieaugusi nobradāšana un nedaudz samazinājies kūlas slānis. Tā kā šī teritorija vasaras otrajā pusē tiek nopļauta, paredzams, ka sugu daudzveidība ar laiku palielināsies.

Savukārt šaurākajā ieplakā, kurā kopā ar *Carex acuta* bagātīgi sastopams arī *Phalaris arundinacea*,

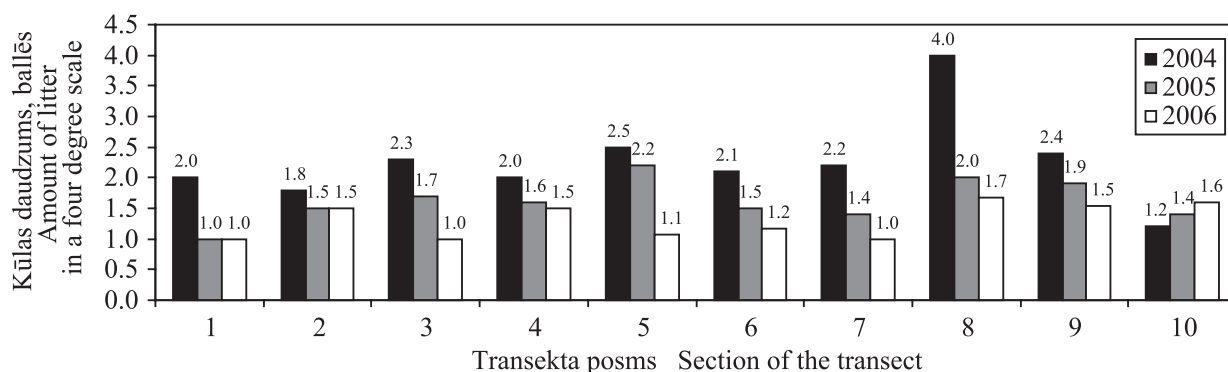
lopi bija sākuši ganīties jau pirmajā gadā, bet otrajā gadā nograuzums sasniedza pat 80% un tas turpināja pieaugt arī 2006.gadā. 2005.gadā nobradājums bija stiprs, taču, atšķirībā no sausiem calcifītiem zālājiem, tas radies ganīšanās laikā, jo slapjā augsne viegli padodas izmīcīšanai. Savukārt 2006.gada sausajā vasarā augsne bija stingra, tādēļ nobradāšanas efekts bija niecīgs. Lopus ganīšanās iespaidā visstiprāk cietis *Phalaris arundinacea*, tā bija gandrīz vienīgā suga, kas pilnībā nograuzta. Rezultātā kūlas daudzums samazinājies par 2 ballēm un kopējais dominējošo sugu skaits pieaudzis, t.sk. gaismas prasīgas sugas, piem., *Galium palustre* un *Ranunculus repens*.

Dominējošo lakstaugu sugu analīze joslas transekta segmentos parādīja, ka kopumā visa transekta garumā biežākais dominants bija *Helictotrichon pratense*, tomēr tās dominance novērojumu periodā pakāpeniski samazinājās (12.att.). Trīs gadu periodā ganīšanas un pļaušanas iespaidā strauji palielinājies zemo graudzāļu *Agrostis tenuis*, *Anthoxanthum odoratum* un *Festuca rubra* dominēšanas biežums, bet samazinājies pret ganīšanu neizturīgu graudzāļu (*Dactylis glomerata* un



8. attēls. **Kopējais dominējošo sugu skaits transekta posmā.** Transekta posmu (augu sabiedrību) nosaukumus un segmentu skaitu katrā posmā skatīt 1. att.

Fig.8. Average number of dominant species per section of the transect. Sections of the transect (division into plant communities) and number of segments in each section see in Fig. 1.



9. attēls. **Vidējais kūlas daudzums segmentā** (četrus ballu skalā). Transekta posmu (augu sabiedrību) nosaukumus un segmentu skaitu katrā posmā skatīt 1. att.

Figure 9. Average amount of litter per segment in a four degree scale. Sections of the transect (division into plant communities) and number of segments in each section see in Fig. 1.

Elytrigia repens) un platlapju (*Filipendula ulmaria*, *Anthriscus sylvestris*) segums. 2006.gadā novērotās sugu dominances izmaiņas saistāmas arī ar ekstremāli sauso vasaru. Piemēram, *Alchemilla vulgaris* seguma samazināšanos nevar izskaidrot ar ganīšanas ietekmi, jo lopi to neēd, bet tā saistāma ar sauso gadu, jo tas ir mēreni mitru vietu augs, kas nepanes ilgstošu mitruma trūkumu.

Koku un krūmu uzskaites 2006.gadā nedeva būtiski jaunu informāciju, jo visā pētījumu teritorijā, kur tie tika uzskaitīti, tie bija izcirsti un rudenī atvases nopļautas. Līdz ar to par ganīšanas ietekmi pēc šīm uzskaitēm nevar spriest. Pļaušana bijusi efektīva, jo jaunās atvases nepārsniedza 10 cm augstumu un bija ar zemu vitalitāti.

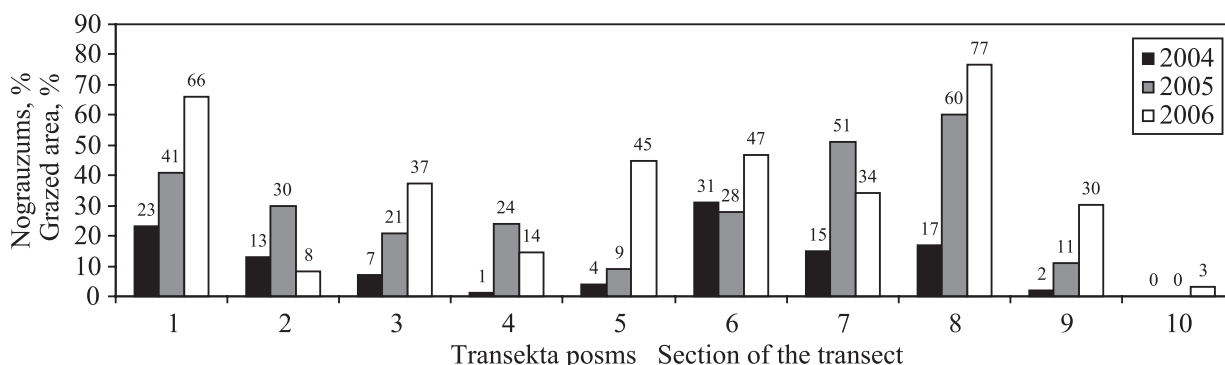
4. Diskusija

4.1. Sugu daudzveidības dinamika

Kopumā parauglaukumu novērojumu dati liecina, ka ir notikusi virzīta augāja dinamika sugu daudzveidības palielināšanās virzienā. Uz to norāda tas, ka būtiski pieaudzis kopējais sugu skaits četru gadu periodā, kā

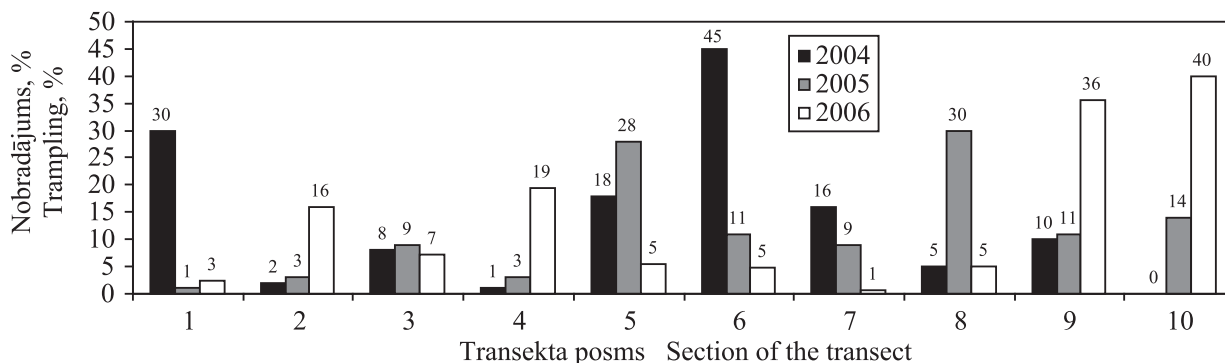
arī tas, ka būtiski palielinājies vidējais sugu skaits parauglaukumā. Arī Šenona-Vīnera daudzveidības indekss vairumā parauglaukumu ir palielinājies, kas norāda kā uz sugu skaita, tā arī uz sugu izlīdzinātības pieaugumu. Šie dati ir saskaņā ar citu pētnieku novērojumiem, ka parasti jau dažu gadu laikā, ilgstoši pamestos zālajos atsākot pļaušanu vai ganīšanu, notiek sugu sastāva bagātināšanās (piem., Oomes, Mooi, 1981; Willems, 1983; Jacquemyn et al., 2003 u.c.).

Viena no dabisko zālāju īpatnībām, salīdzinot ar citiem boreālās un nemorālās zonas veģetācijas tipiem, ir to piesātinātība ar augu sugām nelielā laukuma vienībā (Kull, Zobel, 1991; Willems, 2001; Löbel et al., 2006). Augu sugu skaits vienā kvadrātmetrā var sasniegt pat 70 sugas (Kull, Zobel, 1991). Ja dabiskie zālāji netiek apsaimniekoti, tad šis rādītājs (sugu piesātinātība) gadu gaitā samērā strauji samazinās, jo pieaug augu virszemes daļu augstums un biomasa (galvenokārt pieaugot konkurētspējīgu graudzāļu segumam), bet konkurence par gaismu ir tik liela, ka maza auguma sugas parasti pazūd (Bobbink, Willems, 1988; Diemer et al., 2001 u.c.). Šajā pētījumā tika izvirzīta hipotēze, ka viens no apsaimniekošanas efektiem būs sugu skaita pieaugums



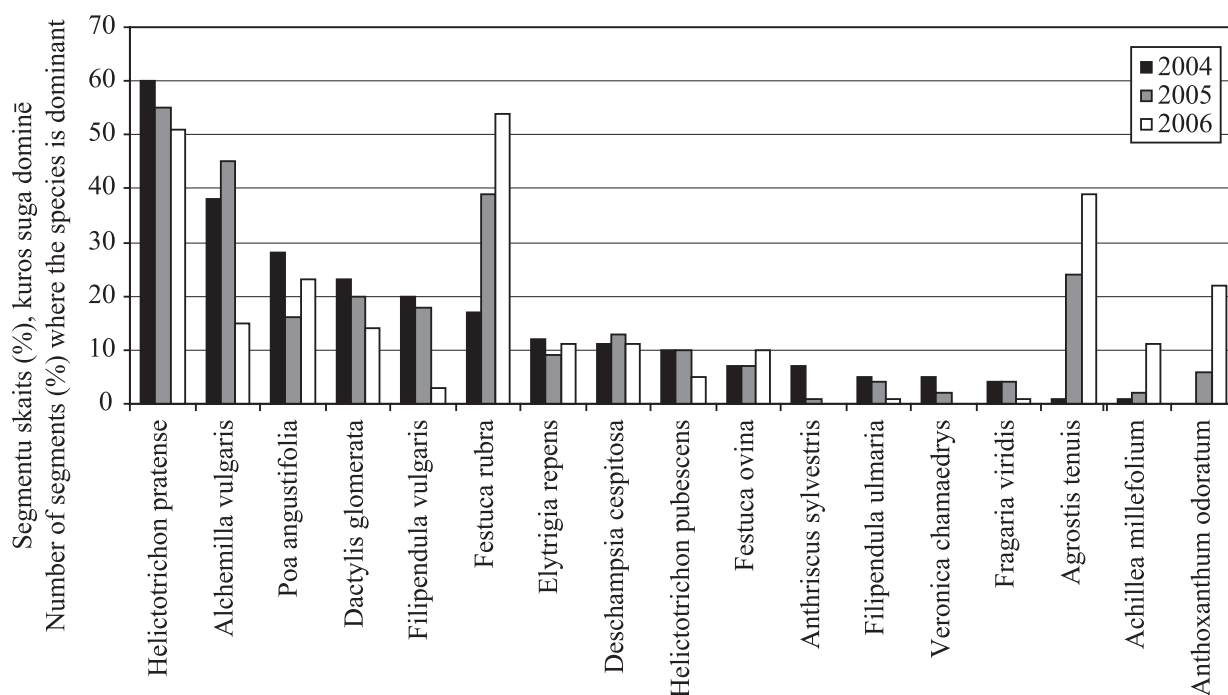
10. attēls. **Nogaišanas intensitāte** (pēc vidējā teritorijas nograuzuma (%) segmentā). Transekta posmu (augu sabiedrību) nosaukumus un segmentu skaitu katrā posmā skatīt 1. att.

Figure 10. Grazing intensity (after mean coverage of grazed area (%) per segment) Sections of the transect (division into plant communities) and number of segments in each section see in Fig. 1.



11. attēls. **Nobradāšanas intensitāte** (pēc vidējā teritorijas nobradājuma (%) segmentā). Transekta posmu (augu sabiedrību) nosaukumus un segmentu skaitu katrā posmā skatīt 1. att.

Figure 11. Trampling intensity (after mean coverage of trampled area (%) per segment) Sections of the transect (division into plant communities) and number of segments in each section see in Fig. 1.



12. attēls. Biežāk dominējošās sugas joslas transektā.

Figure 12. The most common dominants in the belt transect.

tieši mazās laukuma vienībās, jo pļaušana un ganīšana samazinās konkurenci par gaismu, rezultātā radīsies vairāk mikronišu un lielāks sugu skaits varēs augt mazākā platībā. Analizējot sugu skaita-platības līknes, kas labi parāda šo procesu (Rosenzweig, 2002), izrādījās, ka ne visās augu sabiedrībās šis pieņēmums apstiprinājās.

14 no 18 parauglaukumiem netika novērota pakāpeniska sugu skaita palielināšanās platībā līdz 1 m², bet sugu skaits fluktuēja pa gadiem. Pārsvārā gadījumu otrajā novērojumu gadā (2005.) sugu piesātinātība salīdzinot ar pirmo gadu (2004.) pieauga, nākamajā gadā (2006.) samazinājās, bet pēdējā (2007.) atkal ievērojami pieauga. Visvairāk izcēlās divi gadi. 2006. gadā vairumā parauglaukumu sugu skaits, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, stipri samazinājās. Tas visdrīzāk skaidrojams nevis ar apsaimniekošanas pasākumu ne-labvēlīgo iedarbību, bet gan ar 2006.gada ekstremāli sauso vasaru. 2006. gads bija devītais vissiltākais (gada vid. t° +7,1 °C, kas ir 1,4 grādus virs normas), t.sk. ar piekto vissiltāko vasaru, un septītais vissausākais (83% no nokrišņu normas, jūlijā izkrita tikai 24 % no jūlija nokrišņu normas) pēdējo 83 gadu laikā (<http://www.meteo.lv/public/28844.html>, 23.11.2007). Tas, ka 2007.g. atkal bija lēciens sugu skaita pieaugumā (gandrīz visos parauglaukumos tieši 2007.g. sasniegts lielākais sugu skaits novērojumu periodā), skaidrojams ar 2006.g. vasaras sausuma labvēlīgo ietekmi uz mikromozaiķas veidošanu. Šādi traucējumi ir ļoti būtiski dabisko zālāju daudzveidības uzturēšanai (Ellenberg, 1996; Rosenzweig, 2002; During et al.,

1988). Raksturīgi, ka 2007.g. sugu skaits bija mazāks nekā citos gados tikai vissausākajos biotopos (sausā priežu mežā (A1), sausos kalcifītos zālajos (A2, A2a, B2). Tur, acīmredzot, pastiprinātais sausums radīja tik lielus traucējumus (jūlijā bija novērojams, ka visas zaļās augu daļas ir atmirušas, vietām izdeguši kailas zemes laukumi, kur augiem aizgājušas bojā arī pazemes daļas), ka vienas sezonas laikā zālāja sabiedrība neatgūvās, daudzas sugas bija lokāli izmirušas, bet to vietā nebija ienākušas jaunas sugas.

Četru gadu periodā sugu piesātinātība pakāpeniski tikai palielinājās divos parauglaukumos. Laukumā A5, kas ir slapjš *Carex acuta-Calamagrostis canescens* zālājs, ganīšanās intensitāte bija zema, tādēļ, iespējams, ka uz sugu daudzveidību labvēlīgi iedarbojās nobradāšana un pļaušana, kas parasti samazina augsto lakstaugu konkurenci, palīdzot ienākt mazāka auguma sugām. Parauglaukums B9 ir mēreni mitrā samērā jaunā atmatu zālājā, kurā lopi ļoti labprāt ganījās visu sezonu, to arī nopļāva. Iespējams, ka tieši apsaimniekošanas pasākumi bija labvēlīgi sugu piesātinātības pieaugumam.

Tikai viens parauglaukums bija tāds, kurā sugu skaita piesātinātība četru gadu laikā pakāpeniski samazinājās. Tas bija sauss priežu mežs, kurā ganīja (A1). Tas skaidrojams ar to, ka meža veģetācija vāji panes lopi ganīšanās radītos traucējumus, tādēļ sugas straujāk izzuda nekā ieviesās no blakus teritorijām. Līdzīga dinamika bija vērojama mitrā *Filipendula ulmaria* zālājā, kur sugu piesātinātība samazinājās

pirmos trīs gadus, jo intensīva ganīšanās, kā arī atēnošana (krūmu izciršana) pirmajā gadā veicināja strauju veģetācijas izretināšanos. Tomēr pēdējā gadā sugu piesātinātība atkal pieauga, kas liecina, ka augu sabiedrība ir pielāgojusies jaunajiem apgaismojuma un traucējumu apstākļiem, un tā pamazām kļūs arvien daudzveidīgāka.

4.2. Augu sabiedrību dinamika

Ordinācija parādīja, ka lielākās izmaiņas veģetācijā (katru nākamo gadu vērojamas arvien lielākas atšķirības no pirmā uzskaites gada) notikušas trīs parauglaukumos. Divi no tiem apsaimniekošanas sākšanas brīdī bija seriālā sukcesijas stadijā – samērā jaunas atmatas (A6 un B8), bet viens parauglaukums pārstāvēja slapju *Phalaris arundinacea-Carex acuta* zālāju (A3). Veģetācijas maiņa notikusi virzienā uz sugu daudzveidības palielināšanos un apgaismojuma uzlabošanu. Tātad pirmo četru gadu dati liecina, ka atmatu veģetācija pakāpeniski pārveidojas par dabisko zālāju veģetāciju. Slapjjam zālājam, kurā iekārtots A3 parauglaukums, līdzīgs pēc novietojuma bija parauglaukums A5, bet tur dinamiskās izmaiņas bija niecīgas. Tas skaidrojams ar atšķirīgu ganīšanās intensitāti abās teritorijās. Zālājā ar *Phalaris arundinacea* dominanci ļoti labprāt ganījās, jo šī suga ir ļoti iecienīts barības augs, savukārt A5 parauglaukumā dominēja augstie grīši, kurus ļoti ēd nelabprāt. Selektīva teritorijas izmantošana barības iegūšanai ļoti raksturīga ganībām, kur ļoti ganās brīvā vaļā aplokā visu gadu (Gusewell et al., 2007). Tomēr grūti prognozēt, kā attīstīsies veģetācija šajos biotopos, jo tie tiek arī pļauti, kas vienlīdz veicina sugu daudzveidības palielināšanos gan vienā, gan otrā biotopā.

Vairākos biotopos, kas projekta uzsākšanas brīdī bija ilgstoši pamesti, un tātad arī atradās serālā sukcesijas stadijā, kopējais sugu sastāvs nebija ievērojami mainījies (ordinācijas telpā katra gada novērojumi ir samērā tuvi cits citam), un tātad sākotnējā augu sabiedrība nebija pārveidojusies par citu augu sabiedrību. Tomēr dominējošo sugu analīze 1. transektā rādīja, ka šajās sabiedrībās ganīšanās rezultātā notiek intensīvas pārmaiņas. Piemēram, mēreni mitros (tie veido lielāko daļu no atmatām un stipri aizaugušām teritorijām) un mitros biotopos samazinājusies pret ganīšanu nenoturīgu sugu dominance (*Dactylis glomerata*, *Elytrigia repens*, *Agrostis gigantea*, kā arī *Anthriscus sylvestris* un *Filipendula ulmaria*), bet pieaudzis ganību indikatorus segums (*Agrostis tenuis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Trifolium repens*, *Achillea millefolium*). Sauso zālāju biotopos nedaudz samazinājies *Helictotrichon pratense* segums, kas ir ļoti pozitīva tendence, jo *Helictotrichon pratense* ir suga, kas sausos kalcifītus zālajos pēc pamešanas sāk dominēt un izspiež no zemeņa daudzas sīku izmēru sugas.

Tātad četru gadu periods ir pārāk mazs, lai būtiski nomainītos sugu sastāvs, un līdz ar to notiktu arī augu sabiedrību nomainīšana, tomēr tas ir pietiekami ilgs laiks, lai ganīšanās radītu ganībām tipisku dominējošo sugu sastāvu.

5. Secinājumi

Sugu skaits un piesātinātība pastāvīgajos parauglaukumos četru gadu periodā pārsvarā ir palielinājusies. Salīdzinot ar atskaites gadu (2004.gads), 2007.gadā gan sugu skaits, gan sugu piesātinātība palielinājusies gandrīz visos parauglaukumos. 2006.gadā, salīdzinot ar iepriekšējiem gadiem, lielākajā laukumā daļā sugu skaits bija samazinājies. Daudzveidības samazinājums 2006. gadā saistāms ar ekstremāli sauso 2006.gada vasaru, bet ne ar negatīvu apsaimniekošanas ietekmi.

Četru gadu periodā apsaimniekošanas radītās izmaiņas veģetācijas struktūrā konstatētas visos zālāju biotopos. Kopumā lielākās izmaiņas sugu sastāvā un dominējošo sugu struktūrā pastāvīgajos parauglaukumos notikušas jaunās atmatās un slapjā *Phalaris arundinacea-Carex acuta* zālājā. Tur novērota arī izteikta kūlas daudzuma samazināšanās un liela ganīšanās intensitāte. Tas saistāms ar pozitīvo noganīšanas un pļaušanas ietekmi uz zālāju struktūras atjaunošanos atmatās un ilgstoši neapsaimniekotos zālajos.

Dažādās sezonās un pēc klimatiskiem apstākļiem dažādos gados ļoti teritoriju ganībām izmanto atšķirīgi. Tas rada priekšnosacījumu teritorijas ekstensīvai noganīšanai, mozaikas no augstas un zemas veģetācijas laukumiem veidošanai un nodrošina pret pārmērīgu noganīšanu, kā arī novērš augu sabiedrību degradāciju.

Vasaras periodā ganībām ļoti gandrīz neizmanto sauso priežu mežu un sausās kalcifītās pļavas. Tomēr šie biotopi tiek izmantoti atpūtai u.c. darbībām, par ko liecina intensīvs nobradājums, un vienlaicīgi niecīgs nograuzums. Sausās kalcifītās pļavas ganībām ļoti izmanto ziemas periodā, kas jau labvēlīgi izpaužas veģetācijas struktūrā kā *Helictotrichon pratense* monodominances samazinājums un sugu skaita pieaugums.

Četru gadu novērojumi liecina, ka apsaimniekošanas pasākumu ietekmē zālāju struktūra kļūst arvien daudzveidīgāka un arī ilgstoši pamestie zālāji un atmatas iegūst dabiskiem zālājiem raksturīgās iezīmes. Tomēr novērojumu periods ir nepietiekams, lai viennozīmīgi novērtētu apsaimniekošanas turpmāko ietekmi uz zālāju atjaunošanos.

6. Pateicības

Lieli pateicību esmu parādā „Krastiņu” saimniekiem Tālim un Valdai Lārmaņiem par man doto iespēju veikt pētījumus viņu īpašumā, kā arī par vienmēr laipno uzņemšanu un atsaucību.

Pētījumu daļēji finansēja LIFE-Nature programmas un Latvijas Vides aizsardzības fonda finansēts projekts: „Ziemeļgaujas ielejas aizsardzība un apsaimniekošana” (No. LIFE03 NAT/LV/000082), kā arī Eiropas Sociālais Fonds projekta „Doktorantu un jauno zinātnieku pētniecības darba atbalsts Latvijas Universitātē” ietvaros.

Literatūra

- Bakker J.P., Olf H., Willems J.H., Zobel M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science*, 7: 147-156.
- Block W.M., Franklin A.B., Ward J.P.J., Ganey J.L., White G.C. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* vol. 9, 3: 293-303
- Bobbink R., Willems J.H. 1988. Effects of management and nutrient availability on vegetation structure of chalk grassland. In: During H.J., Werger M.J.A., Willems H.J. (Eds.) Diversity and pattern in plant communities. SPB Academic Publishing, The Hague, 183-193 pp.
- Bobbink, R., Willems, J.H. 1987. Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: A threat to a species-rich ecosystem. *Biological Conservation*, 40, 301-314
- Brandt J.J.E., Bunce R.G.H., Howard D.C., Petit S. 2002. General principles of monitoring land cover change based on two case studies in Britain and Denmark. *Landscape and Urban Planning* 62: 37-51.
- Diemer M., Oetiker K., Billeter R. 2001. Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science*, 4: 237-246
- During H.J., Werger M.J.A., Willems H.J. (Eds.). 1988. Diversity and pattern in plant communities. SPB Academic Publishing, The Hague, 275 p.
- Ellenberg H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer, Stuttgart. 1095 S.
- Gavrilova Ģ., Šules V. 1999. *Latvijas vaskulāro augu flora. Taksonu saraksts*. Latvijas Akadēmiskā bibliotēka, Rīga. 136 lpp.
- Gusewell S., Pohl M., Gander A. and Strehler C. 2007. Temporal changes in grazing intensity and herbage quality with in a Swiss fen meadow. *Botanica Helvetica*, 117: 57 – 73.
- Hennekens S.M. 1995. *TURBO(VEG). Software package for input, processing and presentation of phytosociological data*. IBN-DLO, Wageningen.
- Hill M.O., Gausch H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42, 47-58.
- Hurford C. 2006. Identifying site-specific condition indicators for habitat. In: Hurford C., Schneider M. (Eds.). *Monitoring nature conservation in cultural habitats: a practical guide and case studies*. Springer, Dordrecht, 93-104 pp.
- Hurford C., Schneider M. (Eds.) 2006. *Monitoring nature conservation in cultural habitats: a practical guide and case studies*. Springer, Dordrecht, 395 p.
- Jacquemyn H., Brys R., Hermy M. 2003. Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biological Conservation*, 111: 137-147.
- Kabucis I. (red.) 2001. Latvijas biotopi. Klasifikators. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 96 lpp.
- Kent M., Coker P. 1994. *Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach*. John Wiley & Sons, England, 363 p.
- Kull K., Zobel M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. *Journal of Vegetation Science*, 2, 209-218.
- Löbel S., Dengler J., Hobohm C. 2006. Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: the effects of environment, landscape structure and competition. *Folia Geobotanica*, 41: 377-393.
- McCune B., Mefford M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4*. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR, US, 237 pp.
- Oomes M.J.M., Mooi H., 1981. The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an Arrhenatherion elatioris grassland. *Vegetatio*, 47: 233-239.
- Rosenzweig M. L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge. 434 pp.
- Willems J.H. 1983. Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio*, 52: 171-180.
- Willems J.H. 2001. Problems, approaches, and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restoration Ecology*, 9, 2, 147-154.

Influence of semi-natural grassland restoration on the vegetation in the protected landscape area „Northern Gauja”

Summary

The article deals with the results of the first four years of the restoration success monitoring of the semi-natural grasslands in the protected landscape area “Northern Gauja”. The aim of the present research was to clear up if the management is contributing to the reestablishment of the typical structure and species composition of the semi-natural grassland plant communities in the place of fallow-lands and abandoned grasslands. Plant species counts and recording of vegetation structure were done in 18 permanent plots and in a 10 m wide and about 500 m long belt transect. Results show that mean number of plant species per plot and species density was increasing as well as vegetation structure became more diverse. Grasslands abandoned for a long time and young fallows attained features characteristic for diverse semi-natural grassland plant communities. Nevertheless, four years are too short period of time to separate the influence of the changing annual climatic factors causing vegetation fluctuations and impact of the management on species diversity and vegetation structure dynamics.

Keywords: LIFE-Nature project, semi-natural grasslands, restoration, mowing, grazing, vegetation, dynamics.

Klānu pļavu hidroloģijas un veģetācijas atjaunošanas pieredze Lubāna mitrājā

Uģis Bergmanis

Teiču dabas rezervāta administrācija,
Aiviekstes iela 3, Ļaudona LV-4862, Madonas rajons
Ugis.bergmanis@teici.gov.lv

Kopsavilkums

Klāni ir periodiski applūstošas Lubāna ezera apkaimes pļavas, kurām ir izšķiroša nozīme īpaši aizsargājamo augu sugu – ūdeņu grīšļa *Carex aquatilis* un mātīgās knīdijas *Cnidium dubium*, kā arī globāli apdraudēto putnu sugu – ķikuta *Gallinago media* un griezes *Crex crex* saglabāšanā. Tās ir viens no apdraudētākajiem biotopiem Eiropā. Visaptverošas mitro pļavu meliorācijas rezultātā 1960. gados pļavas ir kļuvušas ievērojami sausākas – raksturīgo veģetāciju nomainījuši krūmāji un koki, samazinājušās vienlaidus pļavu platības. Rakstā ir izklāstīta klānu pļavu apsaimniekošanas pieredze, 2003.-2007. gadā ieviešot Eiropas Savienības finansētu projektu LIFE2003NAT/LV/000083 „Lubāna mitrāja kompleksa vides apsaimniekošana, Latvija”. Dabiskās veģetācijas un hidroloģijas atjaunošanai izmantotas šādas metodes: 1) krūmu-koku joslu, puduru un dispersā apauguma novākšana, 2) lakstaugu veģetācijas novākšana, 3) hidroloģijas atjaunošana. Meliorācijas grāvju aizstumšana applūstošo pļavu atjaunošanai Latvijā pielietota pirmo reizi. Projekta īstenošanas laikā nopļauti aptuveni 1000 hektāru klānu pļavu, to skaitā 341 hektārā izzāģēti krūmi un koki no grāvjiem, krūmi puduros un vienlaidus krūmāji, uz meliorācijas grāvjiem izveidots 61 aizsprosts, grāvjus aizstumjot ar buldozeru. Lai dokumentētu un novērtētu apsaimniekošanas pasākumu ietekmi, veikts pļavu atjaunošanas monitorings – 65 parauglaukumos (3x3 metri) uzskaitītas augu sugas un novērtēts to projektīvais segums.

Atslēgas vārdi: Klāni, applūstošās (palieņu) pļavas, *Gallinago media*, *Crex crex*, *Cnidium dubium*, *Carex aquatilis*, krūmu ciršana, pļavu pļaušana, aizsprosti, hidroloģija, meliorācija

1. Ievads

Klāni ir periodiski applūstošas Lubāna ezera apkaimes pļavas, kas izveidojušās uz kaļķiem bagāta velēnu smilšmāla vai uz kūdras augsne, ar augstu veģetāciju (Galeniece 1986). Tām raksturīgs neliels, taču specifisks augu sugu skaits un izteikta vienas vai divu augsto graudzāļu sugu (īpaši parastais miežubrālis *Phalaroides arundinacea*) vai augsto grīšļu sugu dominēšana (Kabucis 2004). Klānu pļavām ir izšķiroša nozīme īpaši aizsargājamo augu sugu – ūdeņu grīšļa *Carex aquatilis* un mātīgās knīdijas *Cnidium dubium*, kā arī globāli apdraudēto putnu sugu – ķikuta *Gallinago media* un griezes *Crex crex* saglabāšanā. Mātīgajai knīdijai un ķikutam Lubāna mitrājā ir konstatēta aptuveni puse no visām Latvijā zināmajām atradnēm (Latvijas Sarkanā grāmata 2003; Auniņš 2001).

Applūstošās (palieņu) pļavas ir viens no apdraudētākajiem biotopiem Eiropā. Visaptverošas mitro pļavu meliorācijas rezultātā arī Latvijā tajās ir samazinājies palu periods un gruntsūdens līmenis, pļavas kļuvušas ievērojami sausākas – raksturīgo lakstaugu veģetāciju nomainījuši krūmāji un koki, samazinājušās vienlaidus pļavu platības. Šāda sākotnēji plašās atklātās ainavas fragmentācija negatīvi ietekmē arī pļavu biotopā

ligzdojošos putnus. Pēc kolektīvo saimniecību darbības pārtraukšanas 1990. gadu sākumā Latvijā samazinājās pļavu pļaušanas regularitāte, vai arī tās vispār vairs nepļāva. Tāpēc tās aizauga, un tas sevišķi intensīvi notika meliorētajās pļavās (Kreile, Auniņš 2004). Lai aizsargātu vēl saglabājušās applūstošo pļavu platības, tās ir iekļautas Eiropas Padomes 1992. gada 21. maija direktīvas 92/43/EEK „Par dabīgo biotopu, savvaļas augu un dzīvnieku aizsardzību” pielikumā kā Eiropas nozīmes aizsargājams biotops „Upju palieņu pļavas” (kods 6450).

Latvijā applūstošās pļavas aizņem aptuveni 8000 hektārus (Auniņš, Salmiņa 2004). No tām lielākā daļa – aptuveni 4700 hektāri – atrodas Lubāna mitrājā (The Study on Environmental Management Plan for Lubana Wetland Complex 2000), aizņemot 10% no kopējās mitrāja teritorijas (Lubāna mitrāja kompleksa vides apsaimniekošana, Latvija 2007).

Rakstā ir izklāstīta Klānu pļavu apsaimniekošanas pieredze, no 2003. līdz 2007. gadam ieviešot Eiropas Savienības finansēto projektu LIFE2003NAT/LV/000083 „Lubāna mitrāja kompleksa vides apsaimniekošana, Latvija”, kur Klānu pļavu atjaunošana bija viena no sugu un biotopu apsaimniekošanas rīcībām.

2. Klānu pļavu apsaimniekošanas vēsture

Lai izvēlētos pareizākās klānu pļavu atjaunošanas metodes, svarīgi ir zināt to apsaimniekošanas vēsturi, intensitāti un šī unikālā biotopa ekoloģiskās likumsakarības. Tāpēc šie aspekti analizēti pirms konkrētu apsaimniekošanas metožu sagatavošanas (Kreile, Auniņš 2004).

Klānu pļavas bijušas jau Akmens laikmetā, un tām bija nozīme pirmatnējās lopkopības attīstībā. Pirms 3–4 tūkstošiem gadu sākās strauja Lubāna zemienes pārpurvošanās. Sašaurinoties auglīgo klānu platībām, palielinājās purvu aizņemtās paltības. Līdz ar to palielinājās ūdens svārstības un plūdu ilgums. Arī kariem bija nozīme Lubāna zemienes pārpurvošanās veicināšanā, jo Aivieksti aizsprostoja ar akmens bērumiem, lai paceltu ūdens līmeni un appludinātu teritoriju, radot šķēršļus Ivana Bargā karapulku virzībai. Akmens bērumus pēc tam neviens nenovāca, un tie kļuva par teritorijas pārpurvošanās veicinātājiem (Vanags 2001).

Savukārt, kad sākās Aiviekstes gultnes padziļināšanas darbi, klānu pļavas nosusināja, nomeliorēja arī jau izveidojušos zāļu purvus. Iepriekšējās augu sabiedrības nīkuļoja, bet jaunās nenostabilizējās. 1957. gadā sākās pļavu kultivēšana, 1965. gadā ierīkoja pļavu izmēģinājuma laukus. Izmēģinājumu gaitā izrēķināja pļavu nosusināšanai optimālo attālumu starp grāvjiem. Noteica arī grāvju rakšanas dziļumu, lai nodrošinātu tādu no-

susināšanas pakāpi un mitruma režīmu, kas netraucētu sēto daudzgadīgo augu augšanu un attīstību. Pļavas mēsloja un apsēja ar daudzgadīgo zāļu maisījumu. Pēc nosusināšanas sākās pļavu (izveidoto zālāju) intensīva apsaimniekošana: pļaušana, mēslošana un piesēja.

Turpretim, deviņdesmito gadu sākumā pēc Latvijas neatkarības atgūšanas, pļavu apsaimniekošanu pārtrauca. Pazeminātā gruntsūdens līmeņa un salīdzinoši neizteikto palu dēļ nosusinātās pļavas aizauga, pārvērtoties krūmājos.

Klānu pļavu attīstības etapi apkopoti 1. tabulā.

Apkopojot esošo informāciju, var secināt, ka vēsturiski klānu pļavas ir aizņēmušas daudz lielāku platību nekā pašreiz un ka galvenās izmaiņas klānu pļavu biotopos radījusi cilvēka darbība: vispirms biotopa pārveidošana (meliorācija) un intensīva apsaimniekošana, pēc tam – apsaimniekošanas pārtraukšana ar sekojošu augu sabiedrību daudzveidības samazināšanos un degradāciju, pļavu aizaugšanu un krūmāju veidošanos.

2. Metodika

Ņemot vērā klānu attīstību un apsaimniekošanas vēsturi, it īpaši to intensīvo meliorāciju 1950.-1970. gados, biotopa atjaunošanai izraudzītas metodes, kas novērs cilvēka darbības izraisītās nevēlamās sekas. Metodes praktiski izmantotas vietās, kur no 2003. līdz 2007. gadam ieviests Eiropas Savienības finansētais projekts LIFE03NAT/LV/000083 „Lubāna mitrāja kompleksa

1. tabula. Cilvēka darbība Aiviekstes palienes pļavās un tās ietekme uz veģētāciju

Table 1. Human activities in inundated grassland along the Aiviekste river and its impact on the vegetation

Laiks	Cilvēka darbība	Ietekme uz veģētāciju
9000 g. p.m.ē.	Pirmās cilvēku apmetnes. Pļavās ganās savvaļas dzīvnieki, parādās pirmatnējā lopkopība	Dabīgo pļavu veģētācijas veidošanās, un pastāvēšana
1600 - 1937	Livonijas kara laikā (1558 – 1583) Aivieksti aizsprosto ar akmens bērumiem - akmens tačiem Lubāna zemienes strauja pārpurvošanās, samazinās pļavu platības	Veģētācija ilgstoši atrodas zem ūdens un izslīkst Pļavu veģētācijā ienāk purvu sugas, veidojas zemo purvu sabiedrības
1924 - 1937	Aiviekstes gultnes padziļināšanas darbi	Ietekme un pļavu sabiedrībām ir niecīga, konkurē pļavu un purvu sabiedrības
1957 - 1972	Lielu plūdu gadi 1946. – 1957. pēc kuriem sākas Lubāna zemienes intensīva nosusināšana, pļavu meliorācija, zālāju kultivēšana	Pēc nosusināšanas augsne kļūst sausāka, notiek kūdras mineralizācija, purvu sabiedrības nīkuļo. Sugu skaita samazināšanās, lielās platībās dominē sēts miežabrālis un pļavas lapsaste
1972 - 1991	Pļavu un zālāju regulāra pļaušana, piesēja un mēslošana	Iznīkst dabīgo pļavu sugas, rodas monodominantas sabiedrības ar augstu produktivitāti. Vienlaicīgi, zālājus neatjaunojot, veidojas dabiskas jaunas augu sabiedrības, kas piemērojās jaunajiem mitruma apstākļiem
1992 - 2004	Apsaimniekošanas pārtraukšana, sākas pļavu aizaugšana, vietām novērota pļavu dedzināšana	Koku, krūmu un ruderālo sugu ieviešanās



1. attēls. Grāvī sakrautie krūmi Ošupes pļavās Aiviekstes kreisajā krastā, 2005. gada augusts (foto: U. Bergmanis) (Skatīt 9. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 1. Depositing cut bushes in the Osupe meadows on the left bank of the Aiviekste river, August 2005. (See colour plate 9)

vides apsaimniekošana, Latvija”. Viens no projekta pasākumiem bija „Klānu pļavu hidroloģijas atjaunošana, krūmu ciršana un pļaušana”. Rīcības praktiskai ieviešanai vispirms, 2004. gada ziemā/pavasārī, sagatavots „Lubāna mitrāja kompleksa klānu pļavu hidroloģiskā režīma atjaunošanas un krūmu/zāles pļaušanas plāns” (Kreile, Auniņš 2004). Ņemot vērā ievērojamo klānu platību Lubāna mitrājā (aptuveni 4700 hektāri), ierobežoto projekta ieviešanas laiku, kā arī cilvēku un materiālo resursus, apsaimniekošanai izraudzītas bioloģiski vērtīgākās un no atjaunošanas viedokļa perspektīvākās pļavas apmēram 1000 hektāru platībā. Jāuzsver, ka Latvijā ir publikācijas tikai par kūlas dedzināšanas izmantošanu pļavu atjaunošanā (Opermanis 2002) un kalcifīlo pļavu apsaimniekošanu (Jermacāne u.c. 2002), taču nav metodisku materiālu par klānu pļavu atjaunošanas metodēm. Ņemot vērā Lubāna mitrāja pļavām raksturīgo kūdras slāni, no ugsdrošības un labas saimniekošanas prakses viedokļa (atbilstoši lauku atbalsta maksājumu saņemšanai), kūlas dezināšana nav piemērota. Pietam šāda metode neuzlabo hidroloģisko stāvokli. Autora rīcībā ir tikai vispārēja informācija par apsaimniekošanas metodēm citur Eiropā (Polijā un Čehijā), kurā uzsver pļavu pļaušanas, noganīšanas, palu un gruntsūdeņu līmeņa atjaunošanas nepieciešamību (Kotowski 2005; Dzierza & Kotowski 2005; Szewczyk 2005; Prach 2007).

Zinot klānu pļavu ekoloģiskās īpatnības, kā arī vispārējos pļavu apsaimniekošanas paņēmienus, dabiskās veģetācijas un hidroloģijas atjaunošanai izmantotas šādas metodes:

- 2.1. Krūmu-koku joslu, puduru un dispersā apauguma novākšana.
- 2.2. Lakstaugu veģetācijas novākšana.
- 2.3. Hidroloģijas atjaunošana.

Pļavas, kuras nav apsaimniekotas ilgāku laiku, ir vairāk vai mazāk aizaugušas ar krūmiem un kokiem (turpmāk tekstā kokaugi). Ja pļavas ir meliorētas ar vaļējiem grāvjiem, tie vienmēr ir aizauguši. Tāpēc vispirms ir jānovāc krūmu/koku apaugums.

2.1. Krūmu-koku joslu, puduru un dispersā apauguma novākšana

2.1.1. Krūmu/koku apauguma novākšana gar grāvjiem

Praksē ir pārbaudīts, ka slīpās virsmās (grāvju malās) un blīva apauguma apstākļos visparocīgāk kokaugus ir zāgēt ar motorzāģi, nevis ar krūmgriezi. Arī atšķirīgais kokaugu resnums ir pamatojums motorzāģa kā parocīga un dažāda resnuma kokaugu zāgēšanai piemērota darbarīka izvēlē. Optimālā gadījumā viens cilvēks zāgē, otrs krauj nozāgēto materiālu. Zāgēšanu sāk augustā un turpina līdz sniega uzsnigšanai. Šajā periodā netraucē dzīvniekus, un nozāgētajiem krūmiem šai gadā vairs neveidojas atvases. Obligāta ir darba drošības tehnikas ievērošana – strādniekiem jāvalkā aizsargķiveres, izturīgs apģērbs, apavi, kā arī jābūt nodrošinātiem ar pirmās medicīniskās palīdzības piederumiem. No ekoloģiskā viedokļa mitrājās pļavās nozāgētos kokaugus vislietderīgāk ir kraut garenvirzienā grāvjos, tā saucamā vāla veidā – nocirstais materiāls aizkavē ūdens iztvaikošanu no grāvjiem, veicinot nepieciešamā mitruma režīma uzturēšanu, un neaizņem vietu pļavās. Šis paņēmiens ir pielietojams, ja pļava atrodas īpaši aizsargājamā dabas teritorijā un tās dabas aizsardzības plāns vai individuālie aizsardzības un izmantošanas noteikumi paredz pļavu hidroloģijas atjaunošanu, kā arī, ja meliorācijas sistēmas normatīvajos aktos noteiktā kārtībā ir norakstītas (1. attēls).

Ja pļava neatrodas aizsargājamajā teritorijā vai arī ja nav apstiprināti to aizsardzības/izmantošanas plāni, tad, lai ievērotu labas lauksaimniecības prakses nosacījumus un lai saņemtu lauku atbalsta maksājumus, nocirstie kokaugi ir kraujami gar grāvja malām.

Pēc krūmu nociršanas strauji aug to atvases, tāpēc izzāgētās grāvju malas ir regulāri (vēlams, katru gadu) jāpļauj ar rotējošo pļaujmašīnu (krūmu/zāles frēzi speciāli neapstrādātu, izzāgētu grāvju malu pļaušanai izmantot nav ieteicams, jo to var sabojāt pret nozāgēto kokaugu celmiem). Praksē vēl nepārbaudīti ieteikumi izzāgēto grāvju vidusdaļas atbrīvošanai no krūmu atvasēm analizēti diskusijas daļā.

2.1.2. Krūmu/koku puduru un dispersā apauguma novākšana

Līdzīgi kā izzāgējot grāvjus, kokaugu puduru un dispersi augošo kokaugu zāgēšanai vispiemērotākais ir motorzāģis. Atsevišķos gadījumos, kad krūmi un koki neveido blīvu apaugumu un nav resnāki par 5 centimetriem

diametrā pie celma, var izmantot krūmgriezi ar ripveida asmeni. Arī darbojoties ar krūmgriezi, ir jāievēro darba drošības tehnikas noteikumi: obligāta ir aizsargķivere, un īpaša uzmanība pievēršama izturīgiem zābakiem. Nozāģētie kokaugi ir kraujami kaudzēs pļavā vai, vislabāk, nogādājami līdz mežmalai vai grāvim. Ņemot vērā, ka pļavas pļauj katru gadu, atsevišķa atvašu zāģēšana turpmākajos gados nav nepieciešama – tās novāc vienlaicīgi ar pļavas pļaušanu/frēzēšanu (2.2.).

Raksta nodaļās 2.1.1 un 2.1.2. aprakstītajos pasākumos izzāģētos kokaugus vislietderīgāk ir sašķeldot. Šķeldošanas ekonomiskais izdevīgums atkarīgs no vietas attāluma līdz tuvākajam ceļam, kur iespējama šķeldas iekraušana tālākai transportēšanai.

Visērtāk kokaugus zāģēt pēc pļavu pļaušanas, it īpaši augstas lakstaugu veģetācijas apstākļos atvieglojot zāģētāju orientēšanos teritorijā un pārvietošanos pa pļavu. Šādā situācijā zāģētājiem ir skaidrs, kuri kokaugi nav nopļaujami un ir zāģējami (5. attēls).

2.2. Lakstaugu (zāles) un koku/krūmu kombinēta novākšana

Ja lauku atbalsta maksājumu saņemšanas nosacījumi pieļauj apauguma (zāle + kokaugi) smalcināšanu, visefektīvāk ir izmantot jaudīgu un grūtiem ekspluatācijas

apstākļiem piemērotu pļāvēju-smalcinātāju. Šāds, pie traktora pievienojams, agregāts spēj sasmalcināt pat 2-3 metrus augstus krūmus (2.-6. fotoattēli). Projektā mēs izmantojām Francijā ražotu smalcinātāju KUHN. Citi mitro pļavu apsaimniekotāji klānu veģetācijas smalcināšanā iesaka lietot Spearhead Multi Cut smalcinātājus, kas ir ievērojami izturīgāki pret akmeņiem un spējīgi sasmalcināt lielākus kokus un krūmus.

Pēc pļavas nofrēzēšanas ir lietderīgi ar motorzāģi nozāģēt frēzes nesasmalcinātos celmus un stumbrus, lai atvieglotu pļavas pļaušanu turpmākajos gados. Iekoptu un no kokaugiem atbrīvotu pļavu var pļaut arī ar rotējošo pļaujmašīnu.

2.3. Hidroloģijas atjaunošana.

Noslēdzošais posms pēc krūmu/koku izciršanas grāvjos īpaši aizsargājamās dabas teritorijās, kur dabas aizsardzības plāns vai individuālie aizsardzības un izmantošanas noteikumi paredz pļavu hidroloģijas atjaunošanu, ir grāvju aizstumšana ūdens noplūdes ierobežošanai. Grāvjus aizstūma Vērdes salā – teritorijā ar visblīvāko meliorācijas grāvju tīklu, kur grāvji izrakti ik pēc 80-120 metriem. Pamatojoties uz 1963. gadā veiktajiem izmēģinājumiem par periodiski applūstošo zāļu purvu meliorāciju Balvu rajonā Ičas upes lejteces



2. attēls. Pie kāpurķežu traktora pievienots KUHN pļāvējs/smalcinātājs Vērdes salā 2005. gada 15. augustā (foto: U. Bergmanis)

Figure 2. Forage Harvester attached to a Caterpillar tractor on the Verde island, August 15, 2005



3. attēls. Krūmājs Vērdes salā pirms apauguma novākšanas 2005. gada 15. augustā (foto: U. Bergmanis)

Figure 3. Shrubland before being cut down on Verde, August 15, 2005



4. attēls. Krūmu smalcināšana Vērdes salā 2005. gada 15. augustā (foto: U. Bergmanis) (Skatīt 10. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 4. Cutting shrubs on Verde, August 15, 2005. (See colour plate 10)

labajā krastā, grāvju sākotnējais dziļums ir bijis 150-170 cm (Stikāns 1974). Grāvju aizstumšanas laikā 2006. gada 12.-13. septembrī to dziļums aizsērējot bija samazinājies līdz 1 metram, bet platums bija 5-7 metri. Lai novērstu ūdens filtrāciju zem aizsprostiem, pirms grāvju aizstumšanas to gultni plānotajās aizsprostu vietās rūpīgi atbrīvoja no tajā sakrājušiem nocirstajiem kokiem un krūmiem. Grāvjus aizstūma pie to ietekām Vērdē, Kalnupē un Vērdes kanālā/Aiviekstē, kur to platums ir apmēram 4-6 m (7. attēls). Atsevišķus

grāvjus aizstūma ne tikai pie to ietekas upēs, bet arī vidusdaļā. Lai izvairītos no neparedzēti augsta ūdens līmeņa grāvjos pļavu pļaušanas periodā (pieredzes trūkums neļauj paredzēt dažādas situācijas), aizstumto vietu augšējo virsmu veidoja par apmēram 20-30 centimetriem zemāku nekā grāvja mala. Grāvjus aizstūma ar kāpurķēžu buldozeru CATERPILLAR, kurš aprīkots ar ne tikai horizontāli/vertikāli kustināmu, bet arī ar slīpumu regulējošu lāpstu. Šāda manevrētspējīga lāpsta dod iespēju kvalitatīvi aizstumt grāvjus, traktoram pārvietojoties pa slīpu virsmu.

2.4. Pļavu atjaunošanas monitoring

Lai novērtētu apsaimniekošanas efektivitāti, 65 parauglaukumos (3x3 metri) uzskaitītas augu sugas un novērtēts to projektīvais segums.

3. Rezultāti

Projektā paredzētos klānu pļavu apsaimniekošanas pasākumus īstenoja no 2004. gada līdz 2006. gadam, saskaņā ar 2004. gadā sastādīto „Lubāna mitrāja kompleksa klānu pļavu hidroloģiskā režīma atjaunošanas un krūmu/zāles pļaušanas plānu” (Kreile, Auniņš 2004). 8. attēlā redzama apmēram 1000 hektāru liela platība, kurā ir izpļautas klānu pļavas. Tajā ietilps arī 341 hektārs, kurā izzāģēti krūmi un koki no grāvjiem, krūmi puduros un vienlaidus krūmāji. Vērdes salā



5. attēls. Vērdes salas pļava pēc kokaugu/zāles smalcināšanas 2005. gada 15. augustā (foto: U. Bergmanis)

Figure 5. Meadows on Verde after cutting shrubs, August 15, 2005



6. attēls. Grīvu salas pļava starp Posmu un Lagažas ezeriem ķikutu rieta vietā pēc kokaugu/zāles smalcināšanas 2006. gada 18. septembrī; pirms pļaušanas bija aizaugusi ar vienlaidus blīvu vilku kārkļu krūmāju (foto: U. Bergmanis)

Figure 6. The mating place of Great Snipe in the meadows on the Grīvu island between the Posms Lake and the Lagazu Lake after cutting shrubs on September 18, 2006; before that this place had been completely overgrown by rosemary-leaved willows

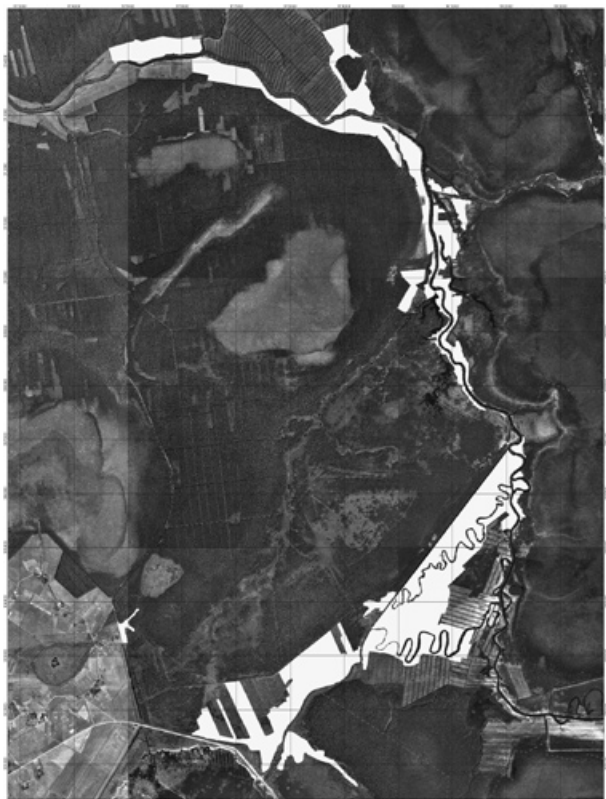
klānu pļavu hidroloģijas atjaunošanai uz meliorācijas grāvjiem, tos aizstumjot ar buldozeru, izveidots 61 aizsprosts (9. attēls). Kopumā izplautā pļavu platība ir ievērojami lielāka, jo, neatkarīgi no projekta, pļavas apsaimniekoja arī to īpašnieki.

Pļavu atjaunošanas monitoringa dati norāda, ka trīs gadu laikā klānu pļavās nav notikušas ievērojamas



7. attēls. Aizstumta meliorācijas grāvja ieteka Vērdē 2006. gada 13. septembrī (foto: U. Bergmanis) (Skatīt 13. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 7. The mouth of a drainage ditch backfilled with soil at the Verde River on September 13, 2006 (See colour plate 13)



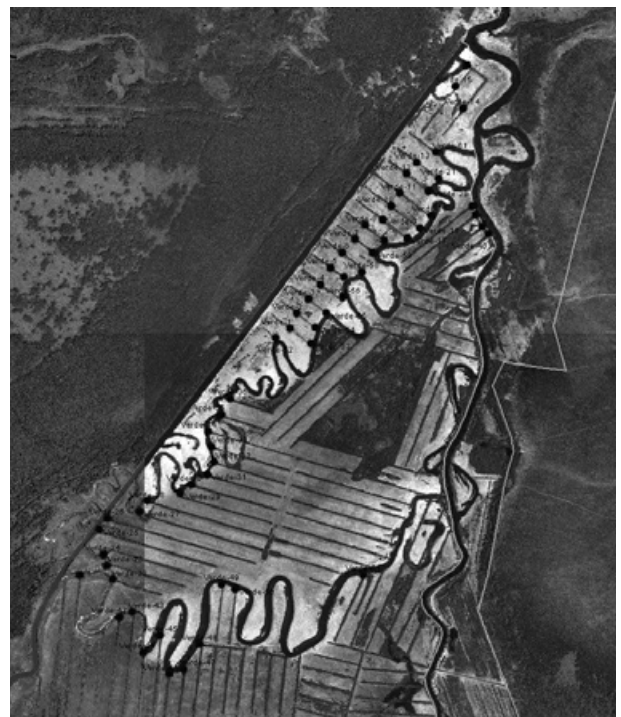
8. attēls. Klānu pļavu apsaimniekošanas pasākumu vietas Lubāna mitrājā (Skatīt 11. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 8. Management areas within the inundated grassland in the Lubana wetland complex (See colour plate 11)

augu sugu sastāva izmaiņas. Vērojams tikai krūmu novākšanas efekts, kas veicina daudzveidīgāka lakstaugu stāva izveidošanos.

4. Diskusija

Tā kā nav līdzīgas pieredzes mitro pļavu apsaimniekošanā, ir analizētas tās iespējas, pilnveidot pļavu apsaimniekošanas metodes, kas radušās tikai šā projektā īstenošanas laikā. Neapšaubāmi, vissarežģītākā un laikietilpīgākā ir meliorācijas grāvju apsaimniekošana. Izzāģējot no grāvjiem kokus un krūmus un turpinot pļavu apsaimniekošanu, ir konstatētas dažas problēmas. Pirmkārt, nozāģēto kokaugu celmi vienmēr traucē pļavu pļaušanu ar pļāvēju-smalcinātāju – atsitoties pret celmiem, sabojājas agregāta asmeņi/kapļi. Otrkārt, nozāģētie krūmi dzen atvases – to pļaušana ar traktora palīdzību grāvja vidusdaļā nav iespējama, jo traucē grāvī vai gar tā malām sakrautie, iepriekšējos gados nozāģētie koki/krūmi. Projekta laikā izmēģināta metode, kā atvieglot izzāģēto grāvju turpmāku apsaimniekošanu – ar buldozera palīdzību, braucot paralēli grāvim, abās pusēs esošos celmus un nozāģētos kokaugu sastumj grāvī. Pēc tam ar buldozeru sastumto materiālu sablīvē, braucot garenvirzienā pa grāvī. Tā rezultātā grāvī sastumtos kokaugu un to celmus sablīvē līdz ar grāvja malām, lai grāvī augošās atvases turpmākajos gados varētu nopļaut ar rotējošo pļaujmašīnu. Atvašu pļaušanas iespējas vēl jāpārbauda praksē.



9. attēls. Aizsprostu vietas uz meliorācijas grāvjiem Vērdes salā (Skatīt 12. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 9. Dams cutting off drainage ditches on Verde (See colour plate 12)

Ja pļava neatrodas īpaši aizsargājamā dabas teritorijā, un uz to attiecas labas saimniekošanas prakses nosacījums par meliorācijas sistēmu uzturēšanu darba kārtībā, tad nozāģētie kokaugi no grāvju malām ir novācami.

5. Literatūra

- Auniņš A. 2001. Ķikuta populācijas teritoriālais izvietojums, skaits un biotopa izvēle Latvijā: patreizējā situācija (1999-2001) un vēsturiskā informācija. Putni dabā 1. pielikums: 4-12
- Auniņš, A., Salmiņa, L. (eds.) 2004. Distribution and abundance of habitats listed in the Annex I and species listed in the Annex II of the COUNCIL DIRECTIVE 92/43/EEC. LATVIA. Prepared for the European Topic Centre – Nature Protection and Biodiversity by the project “Preparation for Latvia’s compliance with the the Natura 2000 network of protected area”. Latvian Fund for Nature, Rīga.
- Dzierza P. & Kotowski W. 2005. The early effects of reintroducing mowing management and removing shrubs on fen and meadow vegetation. Wetlands: Monitoring Modelling Management. Programme & abstracts. Wierzba, 22-25 September 2005. Warsaw Agricultural University Press.
- Galeniece M. 1986. Klāni. Latvijas PSR mazā enciklopēdija, 2. Rīga. Zinātne, 105 lpp.
- Jermacāne S., Kabucis I., Sinkevičs G. 2002. Kalcifīlo pļavu apsaimniekošanas un atjaunošanas monitorings Abavas ielejā. Grāmatā: Opermanis O. (red.). 2002. Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Rīga: 19-27.
- Kabucis I. 2004. Biotopu rokasgrāmata. Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi. Latvijas Dabas fonds. Rīga, 160 lpp.
- Kotowski W. 2005. Degraded fen systems in Poland: in search of sustainable management option. Wetlands: Monitoring Modelling Management. Programme & abstracts. Wierzba, 22-25 September 2005. Warsaw Agricultural University Press.
- Kreile V. 2007. Klānu pļavu biotopu apsaimniekošanas pasākumu ietekmes monitorings. Veģetācijas monitorings 2005.-2007. Madonas rajona padome. Ļaudona. 10 lpp.
- Kreile V., Auniņš A. 2004. Lubāna mitrāja kompleksa klānu pļavu hidroloģiskā režīma atjaunošanas un krūmu/zāles pļaušanas plāns. Madonas rajona padome. Ļaudona. 44 lpp.
- Latvijas Sarkanā grāmata 2003. 3. daļa. Vaskulārie augi. 446-447.
- Lubāna mitrāja kompleksa vides apsaimniekošana, Latvija 2007. Projekta pārskats 2003.-2007. Madonas rajona padome. 29 lpp.
- Opermanis O. 2002. Dedzināšana kā paņēmieni aizsargājamo pļavu putnu biotopa atjaunošanai. Grāmatā: Opermanis O. (red.). 2002. Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Rīga: 28-33.
- Prach K. 2007. Alluvial meadows under changing management: Their degradation and restoration. In: Okruszko et al. (eds.). Wetlands: Monitoring Modelling Management – Taylor & Francis Group, London: 265-271.
- Stikāns J. 1974. Periodiski applūstošo zāļu purvu meliorācija. Grām.: Bielis V. (red.). Lubānas zemienes problēma un tās risinājumi. Rīga. „Zinātne”: 151-158.
- Szewczyk M. 2005. Fluvio-genic fens of the Narew valley: vegetation management problems in hydrologically affected landscape under new socio-economical circumstances. Wetlands: Monitoring Modelling Management. Programme & abstracts. Wierzba, 22-25 September 2005. Warsaw Agricultural University Press.
- The Study on Environmental Management Plan for Lubana Wetland Complex 2000. Nippon Koei Co., Ltd. Kokusai Kogyo Co., Ltd. Final Report.
- Vanags 2001. Lubāna klāni un Rāzna pauguri. Rēzekne: Latgales kultūras centra izdevniecība. 95 lpp.

Experiences with the restoration of the hydrology and vegetation of inundated grasslands in the Lubana Wetland Complex.

Summary

Klāni are the periodically inundated meadows in the vicinity of the Lake Lubans. They are significantly important for both the preservation of strictly protected plant species like Water Sedge *Carex aquatilis* and *Cnidium dubium* and globally threatened bird species like Great Snipe *Gallinago media* and Corncrake *Crex crex*. They belong to the most endangered habitats in Europe. Because of intensive melioration in the 1960ies the wet meadows were considerably dewatered so that in many places the typical vegetation has changed into shrubland and secondary forest and coherent meadow areas have gone back. In this article the management experience in performing the EU LIFE Project “Management of the Lubana Wetland Complex, Latvia” 2003-2007 is described. The following methods have been employed in the renaturation of the natural vegetation and hydrology: 1) Removal of groups or rows of trees and bushes and of dispersedly growing single ones (Fig.1), 2) removal of herbaceous plants (Fig. 2 – 6), 3) restoration of hydrology (Fig. 7). Building dams as a means of cutting off drainage ditches in order to renaturate inundated grassland was applied in Latvia for the first time. In the course of the project more than 1000 hectares of meadows were managed: First 341 hectares overgrown with the above mentioned trees and bushes were cut, (cp. method 1), then the remaining grass in the whole area was cut or chopped up, (cp. method 2). On the Verde island drainage ditches were cut off by building 61 dams with Caterpillar tractors, (cp. method 3). In order to keep records and to evaluate the efficiency of the management measures the number of species and the plant cover was identified in 65 samples of 3x3 m each.

Keywords: Klāni, inundated grasslands, *Gallinago media*, *Crex crex*, *Cnidium dubium*, *Carex aquatilis*, bush cutting, mowing, damms, hydrology, drainage

Pļavu biotopu kā putnu dzīves vietu atjaunošana Engures ezera dabas parkā 2003. – 2007. gadā

Aivars Mednis,

Ornitoloģijas laboratorija, LU Bioloģijas institūts,
Miera 3, Salaspils, LV-2169

Kopsavilkums

Trijās Engures ezera dabas parka piekrastes pļavās pirms 10 – 20 gadiem katrā ligzdoja vairāki pāri ķīvīšu, pļavas tilbīšu un mērkaziņu, dažkārt arī gūgatņi un melnās puskuitalas. Pēc mājlopu ganīšanas un siena pļaušanas pārtraukšanas pļavas aizauga ar krūmiem un niedrēm, tārtiņveidīgie putni tur neligzdoja. Lai atjaunotu tārtiņveidīgo putnu ligzdošanai piemērotu veģētāciju un panāktu putnu skaita pakāpenisku atjaunošanos agrākajā līmenī, pļavās tika izcirsti krūmi, izplautas niedres un citi lakstaugi, atsākta lopu ganīšana. Piecu gadu laikā 2–4 pāri ķīvīšu, 1–5 pāri pļavas tilbīšu, 1 pāris mērkaziņu sāka ligzdot tikai divās no trim pļavām. Veiktie pasākumi pagaidām nav būtiski palielinājuši Engures ezera dabas parkā ligzdojošo tārtiņveidīgo putnu populāciju, jo dažu pāru ligzdošana piekrastes pļavās galvenokārt skaidrojama ar ezera salās iepriekš ligzdojošo pāru pārcelšanos uz šobrīd no veģētācijas viedokļa vairāk piemērotām pļavām. Šī situācija dod pamatu uzskatīt, ka tārtiņveidīgo putnu populācijas atrodas kritiskā stāvoklī – tām nav „brīvo rezervju”, kas varētu rekolonizēt atjaunotus vai jaunradītus biotopus.

Atslēgas vārdi: Tārtiņveidīgie putni; piekrastes pļavas; piemērots ligzdošanas biotops; veģētācijas pārveidošana.

1. Ievads

Veicot jebkādu biotopu apsaimniekošanas pasākumus dabas aizsardzības interesēs, svarīgi apzināties, ko gribam sasniegt, kā arī iespējami precīzi fiksēt stāvokli konkrētajā vietā pirms apsaimniekošanas pasākumu veikšanas un izmaiņas, kuras šo pasākumu realizācija ienesusi biotopu struktūrā, mērķa grupu sugu sastāvā un skaitā.

Diemžēl dabas aizsardzības praksē bieži šī vēsturiskā informācija ir stipri nepilnīga, un nereti arī apsaimniekošanas rezultātā radušās izmaiņas netiek fiksētas pietiekoši precīzi, liedzot veikt nopietnu analīzi un izvērtēt veikto pasākumu efektivitāti.

Kaut arī Engures ezera dabas parka apsaimniekošanas plānā iekļautajās trīs pļavās nebija veiktas regulāras ligzdojošo putnu uzskaites, tomēr ziņas par biotopu stāvokli, apsaimniekošanas raksturu un putnu faunas kvalitatīvi kvantitatīvo sastāvu ir vairāk vai mazāk dokumentētas kopš 20. gs. 60-tiem gadiem.

Dabas parka teritorijā esošo piekrastes pļavu apsaimniekošanas pamatmērķis bija atjaunot tārtiņveidīgajiem *Charadriiformes* putniem piemērotu piekrastes pļavu veģētāciju, panākot ligzdojošo putnu skaita pakāpenisku atjaunošanos, varbūt pat agrākajā līmenī. Galvenie veicamie pasākumi šī mērķa sasniegšanai katrā no pļavām bija nedaudz atšķirīgi, tomēr visās pļavās bija paredzēta lopu ganīšana, pļaušana, niedru pļaušana gan pļavās, gan sekļajā piekrastē. Savukārt

krūmu un koku izciršana bija nepieciešama tikai abās ezera piekrastes pļavās.

Lai fiksētu apsaimniekošanas plāna realizācijas gaitā radušās biotopu rakstura izmaiņas un to ietekmi uz pļavās ligzdojošo putnu sugu sastāvu un skaitu, tika veikts šo pasākumu efektivitātes monitorings, kura ornitoloģiskā daļa ir šī raksta temats.

2. Apsaimniekošanas rezultātu novērtēšanas metodika

Sakarā ar visai ievērojamo apsaimniekošanai pakļauto kopējo platību (ap 120 ha) visās piekrastes pļavās jau gadu pirms pasākumu uzsākšanas un visos turpmākajos gados tika veikts ligzdojošo tārtiņveidīgo putnu un citu pļavas apdzīvojošo putnu pāru skaita novērtējums. Lai tas būtu iespējams, parasti divas reizes ligzdošanas sezonā (maija vidū un jūnija sākumā) 4 – 6 pieredzējuši ornitologi, izreģojušies ķēdē 10 – 20 metru attālumā viens no otra, sistemātiski pārmeklēja visu attiecīgās pļavas teritoriju. Reģistrējot visus redzētos putnus un ņemot vērā to uzvedību, tika novērtēts pļavā ligzdojošo tārtiņveidīgo putnu un citu ar piekrastes pļavām saistīto ligzdojošo putnu pāru skaits, kā arī fiksētas barošanās nolūkos pļavas izmantojošo putnu skaita varbūtējās izmaiņas. Atrastās tārtiņveidīgo putnu ligzdas tika izsekotas līdz mazuļu izvešanai vai dējuma bojāejai.

3. Īss atskats pļavu vēsturē un to apsaimniekošanas pasākumu raksturojums

3.1. Mērsraga pļava

Vēl pagājušā gadsimta 80-tajos gados un pat 90-to gadu sākumā šī samērā plašā jūras piekrastes pļava (ap 51 ha) bija pazīstama kā laba tārtiņveidīgo putnu ligzdošanas vieta, tāpēc jau 1987. gadā šeit tika izveidots zooloģiskais liegums (LPSR Ministru Padomes 1987.g. 10. aprīļa lēmums Nr. 107). Tajā laikā pļava tika izmantota kā Mērsraga iedzīvotāju mājlopu ganību vieta, dažkārt tika pļauta arī siena ieguvei. Šāda veida saimnieciskās darbības apstākļos pļavā vēl 1995. gadā ligzdoja 7 – 8 pāri ķīvīšu *Vanellus vanellus*, vairāk nekā 10 pāru pļavas tilbīšu *Tringa totanus*, 3 – 4 pāri melno puskuitalu *Limosa limosa*, gugatņi *Philomachus pugnax* un mērkaziņas *Gallinago gallinago* (Opermanis 2002), vēl 80-to gadu sākumā arī parastais šņibītis *Calidris alpina*. Jau tajā laikā šo putnu ligzdošanas sekmes nopietni apdraudēja tuvējā ciemā un piekrastes kokos ligzdojošās pelēkās vārnas *Corvus corone cornix*.

Pēdējos 5 – 10 gados pļavā ganīto mājlopu skaits sarucis līdz pāris govīm, arī siena pļaušana nenotiek. Tomēr pļavā lielās platībās bija saglabājusies samērā piemērota veģetācija gandrīz visu iepriekš minēto tārtiņveidīgo putnu sugu ligzdošanai (1. attēls). Niedrēm *Phragmites australis* bija aizaugušas un līdz ar to kļuvušas ligzdošanai nepiemērotas tikai atsevišķas plašās pļavas zemākās ieplakas un jūrai pieguļošā pļavas daļa. Šie niedrāji aizņēma jau dažus desmitus metru platu piekrastes joslu, aizsedzot skatu uz atklātu ūdeni. Tomēr lielākā daļa tārtiņveidīgo putnu sugu pļavā bija pārstājušas ligzdot jau agrāk, kas varētu būt ilgstošu zemo ligzdošanas sekmju rezultāts.

Sakarā ar pļavas veģetācijas diezgan piemēroto stāvokli, vērā ņemami apsaimniekošanas pasākumi veikti tikai sākot ar 2004. gada rudeni, kad pļava nopļauta un izpļautas niedres aizaugušajās ieplakās lielākajā pļavas daļā (2. attēls). Šķērsām pļavai, izrokot grāvjus, uzbērts ceļš līdz jūrai, ceļa malā uzcelts putnu novērošanas tornis. Turpmākajos gados veģetācijas stāvoklis, ganot lopus, šajās platībās uzturēts visumā nemainīgs. Bez tam pirms 2007. gada sezonas laika apstākļu ietekmē pilnībā nolauztas vecās niedres gan ieplakās, gan jūrai pieguļošajā pļavas daļā, atsedzot skatu uz jūru. Tādējādi radīti no augāja viedokļa ideāli apstākļi tārtiņveidīgo putnu ligzdošanai.

3.2. Ķūļciema pļava

Pagājušā gadsimta 50 – 60-tajos gados šī teritorija, izņemot mežaino dienvidrietumu daļu, tika izmantota siena pļaušanai un mājlopu ganīšanai. Pļavas rietu-

mu mala ir samērā sausa, savukārt ezeram pieguļošā, ziemeļu – dienvidu virzienā izstieptā pļava ir apaugusi ar grīšļu *Carex spp.* ciņiem un pavasaros parasti atrodas zem ūdens. Kādreiz visa šī teritorija vēl nebija krūmiem un kokiem aizaugusi. Arī pļavai pieguļošajā ezera daļā atklātā ūdens lāmas, kas mijās ar niedru puduriem, tagad aizņem daudz mazāku platību nekā agrāk.

Precīzu ziņu par tajā laikā šeit ligzdojošo tārtiņveidīgo putnu skaitu nav. Ir tikai ornitologu atmiņas, ka šeit ligzdojuši atsevišķi ķīvīšu, pļavas tilbīšu un mērkaziņu pāri. Nevar izslēgt arī meža pīļu *Anas platyrhynchos* un prīkšķu *Anas querquedula* ligzdošanas gadījumus. Par ligzdošanas sekmēm ziņu nav.



1. attēls. Mērsraga pļava 9. 06. 2004. Lielas platības aizņem tārtiņveidīgajiem putniem sugu sastāva un augstuma ziņā piemērots augājs. J. Vīksnes foto. (Skatīt 15. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 1. Mersrags meadow in 9.06.2004. Wide territories are suitable for waders according to vegetation structure and height. (See colour plate 15)



2. attēls. Mērsraga pļava 17. 05. 2005. Iepriekšējā gada rudenī tika nopļauta zāle un izpļautas niedres aizaugušajās ieplakās. J. Vīksnes foto. (Skatīt 16. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 2. Mersrags meadow in 17.05.2005. During the previous autumn grass was mowed and reed was removed in overgrown depressions. (See colour plate 16)



3. attēls. Kūlciema pļava 9. 06. 2004. Lopu ganīšanas un krūmu ciršanas rezultātā liela daļa kādreiz krūmiem un niedrēm aizaugušās platības kļuvusi piemērota tārtiņveidīgo putnu ligzdošanai. J. Vīksnes foto

Figure 3. Kulciems meadow in 9.06.2004. Due to cattle grazing and bush cutting considerable part of managed territory turned suitable for wader breeding.

Pakāpeniski pārtraucot ganīšanu un pļaušanu, pļava aizauga ne tikai ar kārkliem *Salix spp.* un citiem krūmiem, bet vairākās vietās pat ar apsēm *Populus tremula*, bērziem *Betula spp.* un baltalkšņiem *Alnus incana*. Uzsākot apsaimniekošanu, krūmi un koki neauga tikai 50 – 100 m platā pavasaros pārplūstošā piekrastes joslā, atsevišķās 30 – 50 m platās joslās starp pļavas ciņaino un sauso daļu, kā arī neregulāras formas platībās pļavas rietumos. Sakarā ar ligzdošanai piemērotu platību aizaugšanu tārtiņveidīgie putni pļavā pārstāja ligzdot jau vismaz 10 – 15 gadus pirms apsaimniekošanas pasākumu uzsākšanas.

2003. gada maijā apsaimniekojamā platība tika iežogota, un kopš vasaras pļavā ganās 14 govīs un vairāki teļi. Turpmākajos gados lopu skaits pakāpeniski tika palielināts pat līdz 30. Apganīšanas rezultātā zālaugu veģetācija gan sausākajās, gan mitrākajās ciņainajās pļavas daļās jau pēc gada un arī visus nākošos gadus bija piemērota dažādu sugu tārtiņveidīgo putnu ligzdošanai.

Ziemā pirms 2004. gada ligzdošanas sezonas visā pļavas teritorijā nocirsti krūmi un daži atsevišķi augoši bērzi un apses (3. attēls). Iežogotajā teritorijā nenocirst palicis vidēja vecuma jauktu koku mežs dienvidrietumu malā, kā arī neliels koku puduris teritorijas ziemeļ-

rietumu stūrī. Nākošajos gados pakāpeniski novākti arī pļavas sausajā daļā lielā skaitā saglabātie Zviedrijas kadiķi *Juniperus communis*.

2004. gada agrā pavasarī visā pļavas piekrastē uz ledus tika nopļauta ne visai biežā niedrāju josla starp pārplūstošo pļavas ciņaino daļu un blīvajiem niedrājiem, bet tā paša gada jūlijā ar peldošo niedru pļāvēju tika nopļauts arī šis niedrājs, tādējādi paverot skatu no pļavas uz tālāk esošajām atklātā ūdens lāmām ezerā. Pateicoties ganāmpulka nepārtrauktai klātbūtnei, šāds niedrāju stāvoklis saglabājās arī turpmāk.

3.3. Torņa pļava

Līdz pat pagājušā gadsimta 70-tajiem gadiem šajā apmēram 20 ha lielajā pļavā, tāpat kā visā ezera austrumu piekrastē, ganījās pat līdz 80 govju un zirgu. Šī iemesla dēļ ne visai platā (līdz 100 – 150 m) pļavas josla starp ezeru un mežu bija piemērota tārtiņveidīgo putnu, dažviet arī pīļu ligzdošanai. Ganīšana ierobežoja šo platību aizaugšanu ar niedrēm, krūmiem un jaunām piedītēm *Pinus silvestris*. Torņa pļavas teritorijā atbūvējums starp mežu un atklātu ūdeni bija lielākais visā ezera austrumu piekrastē. Acīmredzot tieši tādēļ šeit bija vērojama salīdzinoši augsta ligzdojošo tārtiņveidīgo putnu koncentrācija. Pat vēl vairākus gadus pēc



4. attēls. Torņa pļava pirms apsaimniekošanas pasākumu uzsākšanas. J.Vīksnes foto
Figure 4. Meadow Torna before management measures

tam, kad lopu ganīšana bija samazinājusies līdz minimumam un vēlāk vispār izbeigusies, pļavā saglabājās tārtiņveidīgajiem putniem piemērota veģetācija un šeit ligzdoja līdz 5 pāriem pļavas tilbīšu un ķīvīšu, vairākas mērkaziņas, dažkārt arī kāda melnā puskuitala un gūgatnis (J. Kazubiernis, nepubl. mat.). Pļavas platākajā ziemeļu daļā tika atrastas priekšķes, bet piekrastes grīšļu ciņos arī cekulpīles *Aythya fuligula* ligzdas. Tomēr tārtiņveidīgo putnu ligzdošanai piemērotā pļava pakāpeniski izmainījās. Seklajā ezera piekrastē drīz izveidojās pat līdz 50 m plata niedrāju josla, pļavā aizvien lielākas platības aizņēma parastās purvmirtes *Myrica gale* audzes, zemākās vietās arī niedru puduri, no meža puses pļavā iespiedās melnalkšņi *Alnus glutinosa* un pat jaunas priedītes (4. attēls). Ligzdojošo tārtiņveidīgo putnu skaits pakāpeniski samazinājās, to veicināja arī zemās ligzdošanas sekmes.

Lai nodrošinātu tārtiņveidīgo putnu un pīļu ligzdošanas iespējas arī gados ar augstu pavasara ūdens līmeni, kā arī lai pasargātu ligzdas no zīdītājdzīvnieku postījumiem, 1978. gadā pļavas platākajā ziemeļrietumu stūrī ar buldozera palīdzību tika izveidotas 6 nelielas mākslīgas saliņas. Pirmais mērķis tika sasniegts, tomēr sekli un šaurie kanāli, kas atdalīja saliņas no sauszemes, nebija šķērslis ne jenotsunim

Nyctereutes procyonoides, ne mežacūkām *Sus scrofa*, kas pirmajos trīs gados izpostīja gandrīz visas pīļu un tārtiņveidīgo putnu ligzdas (Blums, Mednis 1991). Turpmākajos gados tārtiņveidīgo putnu skaits gan uz saliņām, gan pārējā pļavā strauji samazinājās, un jau pagājušā gadsimta 80-to gadu vidū šajā teritorijā tie neligzdoja.

Par pļavas nepiemērotību ligzdošanai pirms apsaimniekošanas pasākumu sākšanas liecina 2002. gada maijā pēc jau aprakstītās metodikas veikto divu uzskaišu rezultāti. Tārtiņveidīgie putni netika konstatēti, turpretī niedrēm aizaugušajā piekrastē un platākajā zemajā ziemeļu daļā konstatētas 12 ezera ķauķa *Acrocephalus scirpaceus*, 2 niedru strazda *Acrocephalus arundinaceus* un 8 niedru stērstes *Emberiza schoeniclus* teritorijas (dziedoši tēviņi). Savukārt daļēji krūmiem aizaugušajā, mežam tuvākajā daļā reģistrētas 9 ceru ķauķa *Acrocephalus schoenobaenus* un pa vienai baltās cielavas *Motacilla alba*, brūnās čakstes *Lanius collurio* un lukstu čakstītes *Saxicola rubetra* teritorijai (skat. 3. tabulu).

2002. gada vasarā Torņa pļava tika norobežota ar žogu un jūlija sākumā tur tika noņemti pieci *Konic polski* šķirnes savvaļas zirgi, bet vēlāk arī trīs govīs un bullis. Turpmākajos gados lopu skaits pakāpeniski

pieauga un 2007. gada vasarā gan zirgu, gan govju skaits pārsniedza desmit. 2002. gada jūlijā ar peldošo niedru pļāvēju vairākkārt tika nopļauti ūdenī augošie niedrāji visā pļavas piekrastē, bet septembrī – izcirsti krūmi un mežmalas koki pļavas lielākajā daļā. Nākošajā pavasarī martā pļavas ziemeļaustrumu stūrī nodedzināti sausumā augošie, lopu nenoēstie niedrāji un pērnās zāles puduri.

Arī turpmāk ik gadus vasaras otrajā pusē visā pļavas piekrastē divas reizes sezonā rūpīgi nopļauti tur ataugušie niedrāji. Savukārt pļavas platākajā, agri pavasaros pārplūstošajā daļā, kas pirmajos apsaimniekošanas gados vēl bija apaugusi ar ne visai biezu, bet vienlaidus niedrāju, vasaras beigās tika veikta šo niedrāju pieplacināšana ar niedru pļāvēja platajām kāpurķēdēm, bet turpmākajos pāris gados niedres tika nopļautas ar traktorvilkmes pļaujmašīnu (5. attēls). Pēdējos trīs gadus pļaušana pļavas sausajā daļā nav nepieciešama, jo tārtiņveidīgajiem putniem piemērotu veģetācijas struktūru pilnībā nodrošina pļavā mītošais ganāmpulks. Arī ūdenī augošie niedrāji ikgadējas pļaušanas un noganīšanas rezultātā stipri izretināti un līdz ar to ligzdošanas sezonas sākumā pļavai ir ideāla pieeja arī no atklāta ūdens. Atsevišķo krūmu un mežmalā augošo melnalkšņu atvases ik gadus vasaras vidū tiek nopļautas.

4. Rezultāti un to novērtējums

4.1. Mērsraga pļava

Lai gan pēdējos trīs gados, pļaujot un ganot lopus, veģetācija pļavā uzturēta visumā piemērotā visu šeit agrāk reģistrēto tārtiņveidīgo putnu sugu ligzdošanai, pēdējos četros gados uzskaišu laikā netika novērots neviens tārtiņveidīgais putns ar ligzdošanas uzvedību (1.tabula). Acīmredzot, tas ir regulāro postījumu, to draudu un tārtiņveidīgo putnu populāciju rezervju trūkuma rezultāts.

Stko zvirbuļveidīgo putnu pāru skaits visumā nav ievērojami izmainījies, dažām sugām (ezera ļauķis, niedru stērste) tas pat nedaudz palielinājies (1. tabula).

Lai panāktu tārtiņveidīgo putnu ligzdošanu pļavā vai vismaz barošanas caurceļošanas periodos, jāturpina intensīva šīs platības apganīšana, regulāri jānopļauj niedrājs, kas atdala liedagu no pļavas. Tas veicinātu dažādu piekrastes putnu uzturēšanos ne tikai liedagā, bet arī pļavā. Tādā gadījumā, ja arī neizdodas panākt tārtiņveidīgo putnu ligzdošanu, tad tomēr, pateicoties uzceltajam putnu novērošanas tornim, uzlabotos putnu vērošanas apstākļi, palielinātos arī vērojamo putnu sugu daudzveidība. Ligzdošanas periodā nav vēlama lapsas *Vulpes vulpes* un jenotsuņa klātbūtne pļavā.



5. attēls. Torņa pļavas platākā, pavasaros pārplūstošā daļa 2005. gada 17. maijā. J. Vīksnes foto
Figure 5. The wider, during the spring overflowing part of Torna meadow in 17.05.2005.

1. tabula. Salīdzinošs 2003.–2007.g.Mērsraga pļavu apdzīvojošo putnu skaita vērtējums (pēc uzskaites datiem)

Table 1. Comparative estimate of birds inhabiting Mersrags meadow in 2003-2007 (according to census data)

Suga Species	2003. g. 13.05.; 12.06.	2004. g. 12.05; 09.06.	2005. g. 17.05.; 12.06.	2006. g. 22.05.	2007. g. 16.05.; 31.05.
Bridējputni – potenciālie ligzdotāji (pāri) <i>Waders – potential breeders (pairs)</i>					
Ķīvīte <i>Vanellus vanellus</i>	1	0	0	0	0
Pļavas tilbīte <i>Tringa totanus</i>	1	0	0	0	0
Mērkaziņa <i>Gallinago gallinago</i>	1 – 2	0	0	0	0
Zvirbuļveidīgie putni – ligzdotāji (teritorijas) <i>Small passerines – breeders (territories)</i>					
Lauku cīrulis <i>Alauda arvensis</i>	3	4	3	0	4
Dzeltenā cielava <i>Motacilla flava</i>	4 – 8	10 – 13	5 – 8	5	7
Pļavas čipste <i>Anthus pratensis</i>	2	1	0	0	2
Lukstu čakstīte <i>Saxicola rubetra</i>	2	1	2	6	3
Ceru ķauķis <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	1	0	1	0	3
Ezera ķauķis <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0	1	3	4	3
Niedru stērste <i>Emberiza schoeniclus</i>	1	2	4	4	4
Ūdens un piekrastes putni (redzētie īpatņi) <i>Waders and waterbirds (met specimens)</i>					
Zivju gārnis <i>Ardea cinerea</i>	1 ; 9	2 ; 8	18 ; 12	7	7 ; 9
Baltais stārķis <i>Ciconia ciconia</i>	0	0	0 ; 1	0	0 ; 1
Jūrmalas dižpīle <i>Tadorna tadorna</i>	8 ; 4	0 ; 5	4 ; 0	4	4 ; 1
Garkaklis <i>Anas acuta</i>	0	0	1 ; 0	0	0
Krīklis <i>Anas crecca</i>	0 ; 10	0	0	0	0
Prīkšķe <i>Anas querquedula</i>	0	0	0	4	0 ; 3
Meža pīle <i>Anas platyrhynchos</i>	2 ; 6	0 ; 3	7 ; 9	2	0 ; 2
Jūrasžagata <i>Haematopus ostralegus</i>	0	0	2 ; 0	1	0
Dīķa tilbīte <i>Tringa stagnatilis</i>	0	0	0	0	1 ; 0
Lielā tilbīte <i>Tringa nebularia</i>	0	0	1 ; 0	0	0
Purva tilbīte <i>Tringa glareola</i>	0	0	0	0	2 ; 0
Parastais šņibītis <i>Calidris alpina</i>	1 ; 0	0	0	30	0
Putni – ligzdu postītāji (īpatņi) <i>Birds – nest destroyers (specimens)</i>					
Niedru lija <i>Circus aeruginosus</i>	1 ; 2	1 ; 1	0	3	0
Pelēkā vārna <i>Corvus corone cornix</i>	2 ; 4	6 ; 5	20 ; 6	30	6 ; 2

Grūti risināma ir vārnu skaita ierobežošana. Pavasarī caurceļojošo vārnu iznīcināšanai nav lielas nozīmes, savukārt vietējos ligzdojošos putnus gan ciema teritorijā, gan citur šaut aizliegts. Atliek visai darbietilpīgs vārņveidīgo putnu eliminēšanas paņēmieni – lietot speciālu ķerambūri ar vārnu kā pievilinātājputnu.

4.2. Ķūļciema pļava

Pēc niedrāju nopļaušanas, kas atdalīja pļavu no klaja ūdens lāmām ezerā, un intensīvas ganīšanas rezultātā ievērojami palielinājušās atklātās platības, kas pļavas veģetācijas struktūras un pārskatāmības dēļ ir piemērotas tārtiņveidīgo putnu ligzdošanai. Jau nākošajā gadā pēc atdalošo niedrāju nopļaušanas pļavā ik gadus sekmīgi ligzdo dzērvi *Grus grus* pāris, bet tikai pēc vēl diviem gadiem šeit sāka ligzdot 2 pāri ķīvīšu un pāris pļavas tilbīšu (2. tabula). Tajā pat laikā pļavu kā barošanās vai atpūtas vietu arvien biežāk sāk izmantot citas ūdens un piekrastes putnu sugas – baltais stārķis *Ciconia ciconia*, melnā puskuitala, purva tilbīte *Tringa glareola*, kā arī

meža zoss *Anser anser* vasaras beigās. Sakarā ar veģetācijas izmaiņām pļavā ligzdot pārtraukušas vairākas sīko zvirbuļveidīgo putnu sugas – ceru ķauķis, purva ķauķis *Acrocephalus palustris*, vītītis *Phylloscopus trochilus*, niedru stērste, dažas parādījušās no jauna – dzeltenā cielava *Motacilla flava*, lukstu čakstīte, bet citas pārcēlušās uz mežaino daļu – vītītis (2. tabula).

Izvērtējot līdzšinējos rezultātus un pieredzi, tomēr jāšaubās, vai šī teritorija nākotnē varētu kļūt par perspektīvu tārtiņveidīgo putnu ligzdošanas vietu, jo nav pārliecības, ka meža un ciema tuvumā būs iespējas novērst jēnotsūņa, lapsas un vārņveidīgo putnu postījumus. Turpretī kā dažādu piekrastes putnu laba barošanās vieta tā kalpo jau šobrīd.

4.3. Torņa pļava

Jau pirmajā gadā pēc apsaimniekošanas pasākumu uzsākšanas pļavā sāka ligzdot vismaz 4 pāri tārtiņveidīgo putnu. Turpmākajos gados, neskatoties uz ne visai augstajām ligzdošanas sekmēm ligzdu postījumu dēļ,

2. tabula. Salīdzinošs 2003.–2007.g.Ķūļciema pļavu apdzīvojošo putnu skaita vērtējums (pēc uzskaites datiem)

Table 2. Comparative estimate of birds inhabiting Kulciems meadow in 2003-2007 (according to census data)

Suga Species	2003. g. 13.05.; 12.06.	2004. g. 12.05.; 09.06.	2005. g. 17.05.; 11.06.	2006. g. 22.05.	2007. g. 16.05.; 31.05.
Piekraustes un bridējputni – potenciālie ligzdotāji (pāri) <i>Shorebirds and waders – potential breeders (pairs)</i>					
Dzērve <i>Grus grus</i>	0	0	1	1	1
Ķīvīte <i>Vanellus vanellus</i>	0	0	0	0	2
Pļavas tilbīte <i>Tringa totanus</i>	0	0	0	0	1
Zvirbulveidīgie putni pļavā – ligzdotāji (teritorijas) <i>Passerines in meadow – breeders (territories)</i>					
Lauku cīrulis <i>Alauda arvensis</i>	1	0	0	1	0
Dzeltenā cielava <i>Motacilla flava</i>	0	0	2	1	0
Lukstu čakstīte <i>Saxicola rubetra</i>	0	0	1	1	0
Ceru kauķis <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	3	3	0	0	0
Purva kauķis <i>Acrocephalus palustris</i>	2	0	0	0	0
Brūnspārnu kauķis <i>Sylvia communis</i>	1	1	1	0	1
Vītītis <i>Phylloscopus trochilus</i>	3	0	0	0	0
Dzeltenā stērste <i>Emberiza citrinella</i>	1	1	0	1	1
Niedru stērste <i>Emberiza schoeniclus</i>	3	1	0	0	0
Zvirbulveidīgie putni mežā – ligzdotāji (teritorijas) <i>Passerines in forest – breeders (territories)</i>					
Dārza kauķis <i>Sylvia borin</i>	2	0	0	0	0
Melngalvas kauķis <i>Sylvia atricapilla</i>	1	1	0	0	1
Vītītis <i>Phylloscopus trochilus</i>	0	3 – 5	1	4	2
Čunčiņš <i>Phylloscopus collybita</i>	1	1	0	0	0
Svirlītis <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	1	1	1	1	1
Žubīte <i>Fringilla coelebs</i>	4	4	2	2	4
Vālodze <i>Oriolus oriolus</i>	0	0	1	0	1
Pelēkā vārna <i>Corvus corone cornix</i>	0	0	1	0	0
Ūdens un piekraustes putni (redzētie īpatņi) <i>Waders and waterbirds (met specimens)</i>					
Zivju gārnis <i>Ardea cinerea</i>	0	0	1 ; 0	0	0
Lielais baltais gārnis <i>Egretta alba</i>	0	0	0 ; 1	0	1 ; 0
Baltais stārķis <i>Ciconia ciconia</i>	0	0	0 ; 1	0	2 ; 0
Meža zoss <i>Anser anser</i>	0	260(05.08)	0	0	4 ; 0
Meža pīle <i>Anas platyrhynchos</i>	0	7 ; 0	4 ; 0	0	0 ; 2
Dzērve <i>Grus grus</i>	0	0 ; 1	1 ; 0	3	3 ; 0
Melnā puskuitala <i>Limosa limosa</i>	0	0	0	0	1 ; 0
Purva tilbīte <i>Tringa glareola</i>	0	0	0	0	5 ; 0
Mērkaziņa <i>Gallinago gallinago</i>	1 ; 0	1 ; 0	0	1	0

potenciāli ligzdojošo pāru skaits nedaudz palielinājās un 2006. gadā jau bija vismaz dubultojies (3. tabula).

Veģetācijas rakstura izmaiņu dēļ jau apsaimniekošanas sākumā skaitliski samazinājās vai pat pārstāja ligzdot ar niedrājiem, bagātīgu veco kūlu apaugušiem ciņiem un krūmājiem saistītie putni – ceru kauķis, ezera kauķis, niedru strazds, vēlāk arī niedru stērste (3. tabula).

Sakarā ar barošanās situācijas uzlabošanu (laba apkārtnes pārredzamība) visā pļavas piekrastē no pavasara līdz pat rudenim labprāt uzturas dzērves, ne-ligzdojošas pīles un tārtiņveidīgie putni, turklāt to skaitam ik gadus ir tendence pieaugt.

Apsaimniekošanas pasākumu rezultātā visa pļava, ieskaitot arī zemo un ciņaino ziemeļu galu, kļuvusi piemērota dažādu sugu tārtiņveidīgo putnu ligzdoša-

nai. Šobrīd pļavas stāvoklis ir tuvu optimālam un tādu to jācenšas saglabāt arī turpmāk. Tomēr joprojām aktuāla ir ligzdu pasargāšana no postītājiem – kraukļiem *Corvus corax*, vārnām, arī no lapsām un jenotsuņiem.

5. Diskusija un secinājumi

Kaut arī pēc apsaimniekošanas pasākumu veikšanas pļavās kopumā novērotas pozitīvas pārmaiņas, tomēr šo platību kā tārtiņveidīgo putnu ligzdošanas biotopu atjaunošanas mēģinājumi pagaidām nav būtiski palielinājuši Engures ezera dabas parkā ligzdojošo tārtiņveidīgo putnu populācijas. Mūsuprāt, atsevišķu ķīvīšu, pļavas tilbīšu un mērkaziņu ligzdošana atjaunotajās Torņa un Ķūļciema pļavās, galvenokārt, izskaidrojama ar iepriekš ezera salās ligzdojošo īpatņu pārcelšanos uz šobrīd no

3. tabula. Salīdzinošs 2002.–2007.g.Torņa pļavu apdzīvojošo putnu skaita vērtējums (pēc uzskaites datiem)

Table 3. Comparative estimate of birds inhabiting Torna meadow in 2002-2007 (according to census data)

Suga Species	2002. g. 16.05.; 25.05.	2003. g. 13.05.; 27.05.	2004. g. 11.05.; 09.06.	2005. g. 18.05.; 11.06.	2006. g. 24.05.	2007. g. 16.05.; 02.06.
Bridējputni – potenciālie ligzdotāji (pāri) <i>Waders – potential breeders (pairs)</i>						
Ķīvīte <i>Vanellus vanellus</i>	0	3	3	4	4	3
Pļavas tilbīte <i>Tringa totanus</i>	0	1	1	2	5	2
Melnā puskuitala <i>Limosa limosa</i>	0	0	0	0	1	0
Jūrasžagata <i>Haematopus ostralegus</i>	0	0	0	1	1	1
Mērkaziņa <i>Gallinago gallinago</i>	0	0	1	1	1	2
Zvirbuļveidīgie putni – ligzdotāji (teritorijas) <i>Passerines – breeders (territories)</i>						
Dzeltenā cielava <i>Motacilla flava</i>	0	0	0	1	2	1
Baltā cielava <i>Motacilla alba</i>	1	0	1	2	3	3
Pļavas čipste <i>Anthus pratensis</i>	0	0	0	0	2	0
Brūnā čakste <i>Lanius collurio</i>	1	1	1	1	2	1
Lukstu čakstīte <i>Saxicola rubetra</i>	1	1	0	0	0	1
Ceru ļauķis <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	9	0	1	0	0	0
Ezera ļauķis <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	12	0	0	0	0	0
Niedru strazds <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	2	0	0	0	0	0
Niedru stērste <i>Emberiza schoeniclus</i>	8	2	6	0	0	0
Ūdens un piekrastes putni – barojas, caurceļo (īpatņi) <i>Shore and waterbirds – feeding specimens</i>						
Zivju gārnis <i>Ardea cinerea</i>	0	3 ; 0	0	0	0	1 ; 0
Lielais baltais gārnis <i>Egretta alba</i>	0	0	0 ; 2	0	0	0 ; 1
Jūrmalas dižpīle <i>Tadorna tadorna</i>	0	0	0	0	1	0
Krīklis <i>Anas crecca</i>	0	0	0	0	0	0 ; 7 ; 30(7.06.)
Baltvēderis <i>Anas penelope</i>	0	0	0	0	6	0
Meža pīle <i>Anas platyrhynchos</i>	0	0	0	1 ; 10	3	2 ; 22
Prīkšķe <i>Anas querquedula</i>	0	0	0	4 ; 3	2	0 ; 10
Pelēkā pīle <i>Anas strepera</i>	0	0	0	2 ; 0	0	2 ; 0
Cekulpīle <i>Aythya fuligula</i>	0	0	0	2 ; 0	0	0
Dzērve <i>Grus grus</i>	0	1 ; 0	0 ; 2	2 ; 0	0	2 ; 0
Ķīvīte <i>Vanellus vanellus</i>	0	0	0	0	0	0 ; 10
Melnā puskuitala <i>Limosa limosa</i>	0	0	1 ; 0	0	0	0
Pļavas tilbīte <i>Tringa totanus</i>	0	0	11 ; 0	0	0	0 ; 4
Lielā tilbīte <i>Tringa nebularia</i>	0	0	0	0	0	1 ; 0
Upes tilbīte <i>Actitis hypoleuca</i>	0	0	0	3 ; 0	0	0
Gugatnis <i>Philomachus pugnax</i>	0	0	0	0	0	0 ; 3

veģetācijas viedokļa vairāk ligzdošanai piemērotajām atjaunotajām piekrastes pļavām. To apstiprina agrāk (1973. – 1986. gados) veiktie pļavas tilbīšu ķērumi uz ligzdām – ligzdošanas apstākļiem pasliktinoties, pļavas tilbītes bieži pārcēlās uz citu salu, kur ligzdošanai attiecīgajā gadā apstākļi bija labvēlīgāki (J.Kazubiernis, nepubl. mat.). Iepriekš teiktais dod pamatu uzskatīt, ka daudzām tārtiņveidīgo putnu sugām ilgstoša skaitliska samazināšanās ne tikai Latvijā (Strazds u.c. 1994), bet ļoti plašās apkārtējās teritorijās (BirdLife International 2004) piemērotu biotopu zaudēšanas dēļ gan ligzdošanas, gan caurceļošanas, gan ziemošanas vietās, kā arī vispārēju ļoti zemu ligzdošanas sekmju dēļ, to populācijas atrodas kritiskā stāvoklī – tām nav „brīvo rezervju”, kas varētu rekolonizēt atjaunotos piemērotos biotopus. Bez tam atjaunotos vai jaunizveidotos ligz-

došanas biotopus aizņēmušo pāru ligzdošanas sekmes bieži vien ir ļoti zemas lielo postījumu dēļ, pēc kuriem mazinās putnu uzticība iepriekšējai ligzdošanas vietai. Tajā pašā laikā finansiālas, tehniskas un juridiskas grūtības neļauj nodrošināt atjaunoto ligzdošanas biotopu aizsardzību no galvenajiem ligzdu postītājiem – vārņveidīgajiem putniem, lapsas un jenotsuņa.

Neraugoties uz konstatētajām problēmām, tārtiņveidīgo putnu ligzdošanas teritoriju apsaimniekošana joprojām ir aktuāla. Pat ja atjaunotās platības pagaidām nav nodrošinājušas krasu ligzdojošo tārtiņveidīgo putnu skaita pieaugumu, tad neapšaubāmi tās ik gadus arvien lielākā mērā kalpojušas kā barošanās vietas gan tārtiņveidīgajiem putniem un pīlēm pavasarī un vasarā, gan vietējai meža zosu populācijai vasaras otrajā pusē. Neapsaimniekojot un ļaujot šīm pļavām dabisko

sukcesionālo pārmaiņu rezultātā apaugt ar krūmiem un mežu, šīs platības kā bridējputnu ligzdošanas un arī kā pīļu un meža zosu barošanās vietas zudīs pilnīgi.

Pateicības

Pirmajos divos materiāla vākšanas gados projektu finansiāli atbalstīja Engures ezera dabas parks. Pateicos Mārai Janaus, Mārai Kazubiernei, Jurim Kazubiernim, Artūram Laubergam, Jurim Lipsbergam, Antrai Stīpniecei, Vitai Šalavejus, Robertam Šiliņam un Jānim Vīksnem, kuri dažādos gados piedalījās uzskaitēs, kā arī Mārai Janaus un Jānim Vīksnem par noderīgiem padomiem raksta tapšanas gaitā, un Oskaram Keišam par tulkojumu angļu valodā.

Literatūra

- BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Blums P., Mednis A. 1991. Management of Islands for Breeding Waterfowl on Engure Marsh, Latvia. In: Finlayson, Larsson (Eds.) Wetland Management and Restoration. Solna, Sweden. 128 – 134.
- Opermanis O. 2002. Dedzināšana kā paņēmieni aizsargājamo pļavu putnu biotopa atjaunošanai. Grām.: Opermanis O. (red.) Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Rīga, 28 – 33.
- Strazds M., Priednieks J., Vāverīņš G. 1994. Latvijas putnu skaits. *Putni dabā* 4: 3 – 18.

Restoration of meadows as waterbird habitat in Lake Engure Nature Park in 2003 – 2007

Summary

The meadow restoration management for waterbird habitat was carried out at two sites on the shore of the Lake Engure and one site of the coast of the Baltic Sea. The restoration aimed at the increase of the breeding density of waterbirds at historical level: on the Mersrags meadow at the sea shore historically bred 7 – 8 pairs of Lapwings, > 10 pairs of Common Redshank, several pairs of Common Snipe and Ruff; on the Torna meadow at the lake historically bred up to five pairs of Lapwings and five pairs of Common Redshank, several pairs of Common Snipe and single pairs of Ruff and Black-tailed Godwit. Our knowledge about the Kulciems meadow is very poor, probable breeders there were single pairs of Lapwing, Common Redshank and Common Snipe.

During the last 10 – 20 years when grazing and grass mowing on the meadows was ceased, they at different levels were overgrown by bushes, reed and somewhere even trees. Therefore before restoration management was started, no waders were breeding here. Depending on kind and level of overgrowing of the meadow each site was managed differently. Nevertheless, the ultimate goal was to restore vegetation suitable for wading birds. In all sites bushes, trees and reed were removed. To ensure maintenance of vegetation suitable for birds, 10 – 20 horses and cows were grazing on the lake's coastal meadows since the very beginning of management. Meadow grazing at the Baltic Sea coast started only in 2005.

Management efforts at the seacoast meadow have not succeeded in breeding of waders until now. Increase of the number of breeding pairs has been observed only in some species of small passerine birds (Table 1). To recover the breeding of waders or at least their feeding during migration seasons in this meadow, intensive grazing and mowing of reed dividing the meadow from the shoreline should be continued. During the breeding season presence of the fox and raccoon-dog at the site is intolerable, and the number of present corvids should be decreased.

At both lake's shore meadows considerable area of open landscape with vegetation suitable for waders has been created (Fig. 3, 5). As an outcome four breeding pairs of waders at the Torna meadow were found already at the first year of management but in the following years up to 12 breeding pairs were observed there (Table 3). At the Kulciems meadow one pair of Crane was nesting for three years, but only in 2007 three pairs of waders started to breed there (Table 2). The number of feeding ducks, geese and waders has increased (Tables 2, 3) at both coastal meadows, since foraging quality here has been improved (open landscape with better view).

Unfortunately, although the number of breeding waders increased at the lake's shore meadows, up till now the total size of their breeding populations at the Lake Engure Nature Park has not increased. Obviously, birds formerly breeding on islands of the lake moved now on the lake's shore meadows, since vegetation is now more suitable there. As a reason we consider the critically low size of wader populations without free reserve individuals which could colonize restored or new created territories. Additionally, quite often the nesting success on restored meadows is very low due to predation, which causes low breeding philopatry. Nevertheless, despite the low success of attracting of breeding waders up till now, restored meadows have proved to be an important foraging site for ducks and waders during spring and summer, as well as for local geese in the second half of summer. Without appropriate management these meadows as suitable habitat for breeding waders as well as duck and geese foraging areas will disappear completely due to natural succession of vegetation – overgrowth by bushes and reed.

Key words: Waders; coastal meadows; suitable breeding biotope; vegetation control.

ES nozīmes zālāju biotopu un sugu aizsardzības statuss saistībā ar Latvijas Lauku attīstības programmu

Viesturs Lārmanis,

Nākotnes iela 36/14 – 89, Ķekava, Rīgas rajons,
LV–2123

Kopsavilkums

Pētījumā analizētas ES nozīmes zālāju biotopu un sugu dzīvotņu aizsardzības un Latvijas Lauku attīstības programmas attiecības, vērtējot vai un cik sekmīgi tā funkcionē kā Putnu un Biotopu direktīvu ieviešanas līdzeklis. Konstatēts, ka programmas pasākumu loma direktīvu ieviešanā ir plānota diezgan neskaidri. Tās faktiskais ieguldījums ES nozīmes zālāju labvēlīgas aizsardzības statusa nodrošināšanā šobrīd aptver ap 28% no potenciāli nepieciešamajām platībām. Savukārt 22% no kopējām ES nozīmes zālāju platībām Latvijā notiek un līdz 72% iespējams notiek zālāju statusu apdraudoši procesi.

Pētījumā apsvērtas arī programmas pilnveidošanas iespējas, lai tās ieguldījums ES nozīmes zālāju statusa nodrošināšanā būtu efektīvāks un ilgtspējīgāks. Lai nodrošinātu pamatotu un mērķtiecīgu direktīvām veltīto pasākumu uzlabošanu, ieteikts efektivitātes rādītājos iekļaut precīzāku informāciju par pasākumu aptvertajiem ES nozīmes zālāju veidiem un platībām. Norādīta nepieciešamība iekļaut atbalsta tiesīgajās platībās līdz šim neiekļautās vietas ar zālāju daudzveidībai nozīmīgiem ainavas elementiem – atsevišķiem kokiem, nelieliem nenopļautiem mitrājiem, u.c., kā arī vietas ar ES nozīmes biotopiem – parkveida pļavām un kadiķu audzēm. Lai veicinātu ES nozīmes pļavu apsaimniekošanas ilgtspējību, kas var kļūt apdraudēta dēļ absolūtās atkarības no ārēja finansējuma, ieteikts samazināt saimnieciskās darbības ierobežojumus attiecībā uz vēlo pļauju. Tādējādi ES nozīmes zālāju uzturēšana sekmīgāk iekļautos tradicionālās lauksaimnieciskās darbības aprītē.

Atslēgas vārdi: Latvijas Lauku attīstības programma, labvēlīgs aizsardzības statuss, Putnu un Biotopu direktīvas

1. Ievads

Latvija, iestājoties Eiropas Savienībā (ES), ir uzņēmusies saistības, ko nosaka ES normatīvie akti – Putnu (79/409/EEC) un Biotopu (92/43/EEC) direktīvas (turpmāk tekstā Direktīvas) (Anon. 1996). Direktīvu nosacījumus, kas iestrādāti arī LR Sugu un biotopu aizsardzības likumā (Anon. 2000 a), konkretizē prasība nodrošināt sugu un biotopu labvēlīgu aizsardzības statusu (turpmāk tekstā Statuss). Savukārt Statusa definīcijas precīzē, ka tas uzskatāms par labvēlīgu, ja sugu populācijas un biotopu platības un kvalitāte nesamazinās. Direktīvu nosacījumi nav aptuveni, tie prasa sasniegt konkrētu, skaitliski novērtējamu rezultātu, kas pārbaudāms, salīdzinot ar stāvokli, kas fiksēts saistību spēkā stāšanās brīdī (Anon. 2000b).

Šī pētījuma mērķis ir pievērst uzmanību Direktīvu ieviešanai saistībā ar nozīmīgāko plānošanas dokumentu Latvijas lauku ainavas attīstībā – Latvijas Lauku attīstības programmu (turpmāk tekstā Programma). Programmas ietekme skar visas Latvijā sastopamās ekosistēmas, taču šajā pētījumā aplūkoju tikai to, kas attiecināms uz ES nozīmes zālājiem, t.i. zālājiem, kas ir Direktīvu saistību objekti. Programma var tikt uzverta kā līdzeklis Putnu un Biotopu direktīvu ieviešanai, jo Eiropas Komisijas (EK) izpratnē par tādu ir uzskatāmi visi piemērotie ES fondi (t.sk. tie, kuri tiek

izmantoti Programmas īstenošanā), dodot iespēju valstij izmantot ES finansējumu, bet pieļaujot arī, ka valsts var izmantot citus līdzekļus (Anon. 2000b).

Viens no pētījuma uzdevumiem ir noskaidrot, vai Programma tiek apzināti veidota kā līdzeklis, kura funkcijās starp daudziem lauku ekonomisko attīstību veicinošiem pasākumiem ietilpst arī Putnu un Biotopu direktīvu ieviešana. Neatkarīgi no tā vai Programma tiek vai netiek apzināti veidota kā šo Direktīvu ieviešanas līdzeklis, tās īstenošana var ietekmēt Direktīvām saistošās teritorijas gan pozitīvi, gan negatīvi. Tādēļ otrs uzdevums ir, izmantojot pašreiz zināmo skaitlisko informāciju, vismaz aptuveni ieskicēt, kāds varētu būt faktiski notikušais un nākotnē plānotais Programmas ieguldījums ES nozīmes zālāju sugu un biotopu Statusa nodrošināšanā. Trešais uzdevums ir pirmo divu uzdevumu ietvaros, diskutēt par Programmas trūkumiem un pilnveidošanas iespējām.

2. Materiāls un metodika

2.1. Izpētes objekti

Pētījumā ir divi galvenie objekti: 1) ES nozīmes sugu un biotopu Statuss; 2) Latvijas Lauku attīstības programma 2007. – 2013.g., kas ietver šim pētījumam nepieciešamo informāciju arī par 2004. – 2006.g. periodu (Anon 2008).

2.2. Mērķa platība

Šajā pētījumā kā Statusa radītāju izmantoju biotopu un dzīvotņu kopējo platību, atsevišķas sugas vai biotopus sīkāk neanalizējot. Šo platību nosaucu par Mērķa platību, definējot to kā mazāko platību, kurā iespējams sasniegt visu ES nozīmes zālāju biotopu un sugu Statusu. Līdz šim nav neviena oficiāla datu avota vai zinātniskas publikācijas, kur uz visu Latviju attiecināma Mērķa platība būtu izteikta skaitliski. Taču, gatavojot ieteikumus Programmai, Mērķa platību (100000 ha) ir aprēķinājusi nevalstisko organizāciju grupa (Anon. 2006a). Tā kā šo organizāciju veiktā aprēķina atšifrējums nav publicēts, kā viens no aprēķina veicējiem paskaidrošu, kādi apsvērumi tajā ņemti vērā.

Aprēķinu veicot, tika kombinēti pieejamie oficiālo vai zinātnisko publikāciju dati. Informācija par ES nozīmes zālāju biotopu platībām atrodama materiālos, kas sagatavoti saistībā ar Latvijas iestāšanos Eiropas Savienībā un Natura 2000 tīkla izveidošanu, un tie liecina, ka ES nozīmes zālāju biotopu kopējā platība valstī ir no 19695 – 28870 ha (Auniņš, Salmiņa 2004). Dati par putnu populācijām pieejami grāmatā „Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status” (BirdLife International 2004). Savukārt par Natura 2000 teritorijām ir zināma kopējā apsaimniekojamo ES nozīmes zālāju platība (63025 ha), kas ietver gan ES nozīmes biotopus, gan sugām nepieciešamās platības (Kreilis 2005) un pilnībā atbilst šajā pētījumā definētās Mērķa platības būtībai.

No minētajiem skaitļiem izriet, ka valstī kopumā Mērķa platībai vajadzētu būt lielākai par Natura 2000 teritoriju mērķa platību (63025 ha), jo tai jāpieskaita Direktīvu ieviešanai saistošās ES nozīmes biotopu un dzīvotņu platības ārpus Natura 2000 teritorijām. ES nozīmes putnu sugām ir zināmi tikai populāciju lielumi (BirdLife International 2004), bet dzīvotņu platību var aprēķināt, reizinot sugas ligzdošanas blīvumu dzīvotnē ar populācijas lielumu. Lai vienkāršotu aprēķinus, tika pieņemts, ka viena putnu suga – grieze ir t.s. „lietussarga suga”, kuras atbilstoša aizsardzība nodrošina apstākļus arī visām pārējām zālāju sugām. Tika pieņemts arī, ka griežu populācijas aizsardzība jābalsta uz atbilstošu apstākļu nodrošināšanu zālajos nevis citos biotopos, kur griezes dažkārt dzīvo, jo vairākums (82% (Keišs, Lediņš 2002)) griežu ligzdo tieši zālajos un tur dzīvo arī salīdzinoši lielāks skaits citu sugu, un tas nozīmē, ka tieši zālāji ir nozīmīgākie dažādu sugu aizsardzībai kopumā. Tika pieņemts arī, ka griezēm piemērotie zālāji dabā pārklājas ar ES nozīmes zālāju biotopiem. Jāatzīmē, ka Mērķa platības aprēķins bija orientēts uz to, lai iegūtu praktiski lietojamu skaitli saistībā ar Programmas apakšpasākumu „Bioloģiskās daudzveidības uzturēšana zālajos” (BDUZ), kas izpaužas kā zālāju uzturēšana, ievērojot salīdzinoši stingras sugu aizsardzības prasības un tādēļ saistās ar augstām

izmaksām. Šādā kontekstā uzreiz redzams, ka, Mērķa platību rēķinot no griežu datiem (populācijas lielums ir 26000 – 38000 pāru (BirdLife International 2004)) un vidējais ligzdošanas blīvums Latvijā (2,10 pāri uz 100 ha (Keišs, Ķemlers 2000)), iznākums ievērojami pārsniegtu praktiski iespējamās BDUZ pasākuma apmērus. Tādēļ tika pieņemts, ka pasākumu BDUZ būtu pamatoti izmantot kā līdzekli tikai nozīmīgāko dzīvotņu platību uzturēšanai. Šo vietu funkcionālā jēga būtu nodrošināt aizsardzību populācijas daļai, kas ir pietiekami liela un dzīvo pietiekami labos apstākļos, lai spētu atbalstīt pārējās populācijas, kas dzīvo mazāk optimālos apstākļos, nesamazināšanos vai atjaunošanos, ja tai draudētu iznīkšana. Mērķa platība tika tuvināta 20% no pašreizējās zālāju kopplatības valstī, to vispārīgi saistot ar pētījumu atziņām, ka sugas dzīvotnes kopplatības samazinājums zem 20% no dabiskos apstākļos bijušā parasti ir kritiskais sliekšnis, kuram samazinoties vēl vairāk suga vairs nespēj pastāvēt. Zālāju, kā pārsvarā mākslīgu veidojumu gadījumā, protams, atsaucē uz dabiskiem apstākļiem nav jāsaprot burtiski – to drīzāk varētu saukt par kādā vēsturiskā periodā, kas pieņemts par atskaites brīdi, novēroto platību maksimumu.

Mērķa platības novērtējums – 100000 ha – ir pagaidām vienīgais piemērs, kas attiecināts uz visu valsts teritoriju, ierēķinot gan biotopus, gan sugu dzīvotnes. Tā kā šī novērtējuma pamatā ir pārbaudāmi dati, kas papildināti ar ekoloģiskā skatījumā balstītu un atšifrējamu aprēķinu, pieņemu, ka, kamēr nav veikts kāds izsvērtāks aprēķins, ir pamatoti to izmantot šajā pētījumā kā visu ES nozīmes zālāju sugu un biotopu kopuma Statusa radītāju.

2.3. Analīzes tuvināšana iespējamai EK izpratnei

Iztirzājot Direktīvu ieviešanas jautājumus, centos spriest tuvināti iespējamai EK izpratnei. Tādēļ papildus Direktīvām izmantoju EK vadlīnijas, kas apskata Natura 2000 teritoriju jautājumus un skaidro arī uz valsti kopumā attiecināmu Direktīvu noteikumu juridisko būtību (Anon. 2000b). Nozīmīgākās direktīvu interpretācijas, pie kurām pieturos, ir šādas: 1) Biotopu direktīvas 2.panta 1.punkts direktīvas mērķi attiecina uz valsts teritoriju kopumā, 2.panta 2.punkts nosaka, ka šī mērķa sasniegšanai jāsauglabā vai jāatjauno sugām un biotopiem labvēlīgs aizsardzības statuss, kura definīcija paskaidro, ka tas par labvēlīgu tiek uzskatīts, ja nodrošināta biotopa (dzīvotnes) aizņemto teritoriju stabilitāte vai paplašināšanās dabiskā areāla robežās – tātad arī ārpus Natura 2000 teritorijām; 2) Direktīvas nosaka pienākumu sasniegt rezultātu, t.i., ne vien sagatavot atbilstošus likumus u.tml., bet panākt sugu un biotopu reālu aizsardzību dabā; 3) sugu un biotopu Statuss ir skaitlisks lielums, kas jāizvērtē salīdzinājumā

ar sākotnējo stāvokli (Latvijai tas ir Direktīvu objektu skaitliskais stāvoklis 2004.gadā (Auniņš, Salmiņa 2004, BirdLife International 2004)).

2.4. Novērtējums Programmas funkcionalitātei un ieguldījumam Direktīvu ieviešanā

Lai noskaidrotu vai Programma ir veidota kā līdzeklis, kura funkcijās ietilpst Direktīvu ieviešana, tās pasākumu aprakstos meklēju vai saiknē ar sasniedzamajiem mērķiem ir aplūkots un izvērsti sugu un biotopu Statusa jautājums. Direktīvās sasniedzamais rezultāts viskonkrētāk aprakstīts Statusa definīcijās. Būtu loģiski, ja Programmā, kas ir praktiskajai darbībai tuvāks dokuments, tas būtu aprakstīts vēl konkrētāk – iezīmējot uzdevumus ar tieši uz ES nozīmes sugām un biotopiem attiecināmiem skaitliskajiem rādītājiem un paredzot sistēmu, kas vēlāk ļauj novērtēt vai uzdevumi ir sasniegti. Minētā informācija ir nepieciešama, lai varētu mērķtiecīgi uzlabot pasākumu efektivitāti, kā arī lai dotu korektu Biotopu direktīvā prasīto novērtējumu par pasākumu ietekmi uz sugu un biotopu Statusu (Anon. 1996). Programmas faktisko ieguldījumu Direktīvu ieviešanā novērtēju, tās pasākumu skaitliskos rādītājus attiecinot pret Mērķa platību (2.2. nod.) – ja to visu atbilstošā veidā aptvertu Programmas pasākumi, tad būtu sasniegti 100% no nepieciešamā.

2.5. ES nozīmes zālāju stāvokļa novērtējums valstī kopumā

Pētījumā pievērsos arī zālāju uzturēšanas pasākumiem, kas attiecīgajā laika periodā notikuši ārpus Programmas ietvariem un bijuši mērķtiecīgi saistīti ar Direktīvu ieviešanu. Tādi pasākumi, ietverot gan zālāju atjaunošanu, gan uzturēšanu, veikti vairāku ES LIFE programmas projektu un Dabas aizsardzības pārvaldes aktivitāšu ietvaros (Anon. 2004, Anon. 2005b, Anon. 2006b, Anon. 2007b, Anon. 2007c). Šajos projektos paveikto summējot ar Programmas pasākumiem, iegūstama kopaina par gandrīz visām aktivitātēm, kas valstī apzināti tiek īstenotas ES zālāju atjaunošanā un uzturēšanā. Tas ļauj diskusiju izvērst no Programmas ietvariem uz stāvokli valstī kopumā.

3. Rezultāti un diskusija

3.1. Statusu netieši veicinoši Programmas pasākumi

Programmā ir viens pasākums – Natura 2000 maksājumi, kam tieši norādīta saikne ar Direktīvām, un kas veltīts zālājiem (Anon. 2008). Šo pasākumu varētu vērtēt kā ES nozīmes zālāju aizsardzību neviennozīmīgi un netieši veicinošu. Pasākuma norādītā īstenošanas vieta ir pastāvīgas pļavas un ganības vispār, ne konkrē-

ti Direktīvu objekti. Tas nozīmē, ka pasākums atbalsta arī ar Direktīvām tieši nesaistītu zālāju uzturēšanu un ES nozīmes zālāji drīzāk nejauši nekā mērķtiecīgi gadās šī pasākuma teritorijās. Pasākumā norādītie sasniedzamie skaitliskie rādītāji neļauj noskaidrot, cik un kādu Direktīvas objektu Statusu tas nodrošina (Anon. 2008), tādēļ nav iespējams uzzināt, kādus konkrētus rezultātus direktīvu ieviešanā tas dod. Savukārt, ja šī pasākuma teritorija dabā pārsedzas ar kādu Direktīvas objektu, jāņem vērā, ka nosacījumi faktiski pieļauj veikt darbības, kas biotopus vai sugu dzīvotnes var iznīcināt. Šāda situācija rodas dēļ Programmā norādītā pieņēmuma, ka nacionālajos normatīvajos aktos attiecībā uz Natura 2000 teritorijām visiem pastāvīgajiem zālājiem ir noteikti ierobežojumi, kas tos aizliedz bojāt vai iznīcināt (Anon. 2008). Taču šādi ierobežojumi ir spēkā ne visās Natura 2000 teritorijās un, ja ir spēkā, tad ne visā platībā. Tie parasti aizliedz mainīt zemes lietojuma veidu, veikt zemes transformāciju un pļaut virzienā no lauka malām uz centru un attiecībā uz dažām situācijām aizliedz zālājus uzart (Anon. 2003). Minētie ierobežojumi negarantē Statusa nodrošināšanu, jo pieļauj ES nozīmes zālājus apdraudošo ielabošanu un pļaušanu vairākas reizes sezonā. Minētais konteksts pieļauj situācijas, kad Natura 2000 atbalsts faktiski tiek ieguldīts aizvien intensīvākā zālāja apsaimniekošanā, kas dažkārt var nonākt pretrunā ar šī pasākuma pamatojumā norādīto saistību ar griežu populācijas vai ES nozīmes zālāju biotopu uzturēšanu. Tas Natura 2000 pasākuma faktisko lomu attiecībā pret Direktīvām padara neviennozīmīgu. Natura 2000 maksājums var nostrādāt gan kā papildus motivācija saglabāt ekstenzivu, Direktīvu objektu aizsardzību veicinošu apsaimniekošanu, gan kā atbalsts, ko apsaimniekotājs izmanto zālāju apsaimniekošanas intensificēšanai, jo atbalsta nosacījumi to neaizliedz.

Tomēr Natura 2000 pasākumam kopumā ir veicinoša nozīme atklātas lauku ainavas un pastāvīgu zālāju īpatsvara saglabāšanā, bremzējot to aizaugšanu ar krūmiem vai aramzemju ierīkošanu. Tas pozitīvi kombinējas ar Ministru Kabineta noteikumiem, kas ierobežo pastāvīgo pļavu un ganību platību samazināšanos (Anon. 2007d). Tādēļ šis pasākums, pat ja tā nosacījumi attiecībā uz vairākumu Direktīvu objektu pieļauj negatīvas norises, vienmēr ir noderīgs dažām Putnu direktīvas sugām, kas zālajos nedzīvo pastāvīgi, bet ir saistītas ar atklātu ainavu kopumā (mazais ērglis, baltais stārķis u.c.). Ja Natura 2000 maksājuma pamatojumā būtu precizēts, ka tas ir speciāli veltīts Statusa veicināšanai Direktīvu sugām, kas saistītas ar atklātu ainavu un zālāju īpatsvaru kopumā, bet ar to nav paredzēts nodrošināt ES nozīmes zālāju biotopu vai ar noteiktas kvalitātes zālājiem saistītu sugu Statusu, tad pasākums būtu uztverams, kā mērķtiecīgs, konkrētam Direktīvu ieviešanas aspektam paredzēts.

Positīva ietekme uz ES nozīmes zālājiem var būt arī vairākiem Programmas pasākumiem, kas nav speciāli veltīti zālāju aizsardzībai, bet, kas veicina ekonomiskās aktivitātes, kam kāda no nepieciešamajām komponentēm ir zālāju uzturēšana lopbarībai vai tml.. Piemēram, tāds ir apakšpasākums „Bioloģiskās lauksaimniecības attīstība”, ar ko atbalsta arī zālāju uzturēšanu (Anon. 2008). Šī pasākuma platībās dzīvo arī daļa no, piemēram, griežu populācijas, bet tai varētu būt zemākas ligzdošanas sekmes un izdzīvojošo putnu īpatsvars pļaujas laikā, salīdzinot ar teritorijām, kur stingrāki darbības ierobežojumi. Teorētiski iespējami gadījumi, kad citu Programmas pasākumu ietvaros uzturētie zālāji sugu aizsardzībai dod vairāk ļaunuma nekā labuma, jo kalpo kā ekoloģiskais slazds. Taču iespējamas arī pretējas situācijas, kad zālāji tiek apsaimniekoti pietiekami ekstensīvi, lai veicinātu populāciju saglabāšanos. Tomēr pašlaik, trūkstot speciāliem pētījumiem par citu Programmas pasākumu lomu populāciju attīstībā un līdz ar to Direktīvu ieviešanā, nav iespējams novērtēt vai to ietekme ir pozitīva vai negatīva.

Positīva ietekme, kas vairotu jebkura zālāja lomu Direktīvu ieviešanā, būtu pasākumiem, kas atbalsta dažādu zālājos iekļautu elementu aizsardzību: krūmu puduri, akmeņu krāvumi, saglabātas neplautas mitras ieplakas vai vienkārši nenoplautas slejas (Anon. 2006a). Tomēr šādi pasākumi Programmā nav paredzēti un to iespējamību samazina noteikums, ka atbalstu var saņemt tikai par platībām, par kurām ir tiesības saņemt vienoto platību maksājumu (Anon. 2008), kura nosacījumi faktiski nepieļauj minēto elementu atrašanos atbalsta tiesīgajās platībās (Anon. 2007d).

Kopumā, lai arī nevar izslēgt citu Programmas pasākumu iespējamo pozitīvo ietekmi uz Direktīvu ieviešanu, jāpatur prātā, ka to ietekme var izrādīties arī negatīva. Tādēļ no netiešas ietekmes pasākumiem tikai pasākums „Natura 2000 maksājumi” būtu uzskatāms mērķtiecīgu, Direktīvu ieviešanu veicinošu. Programmā paredzēts, ka šī pasākuma ieguldījums direktīvu veicināšanā skaitliskā izteiksmē līdz 2013. gadam skars 68700 ha (Anon 2008), kas ir vairāk nekā identificēts Vides ministrijas uzdevumā veiktajā pētījumā, kur novērtēts, ka Natura 2000 teritorijās ar Direktīvu ieviešanu varētu būt saistīti 63025 ha zālāju (Kreilis 2005).

3.2. Statusu nodrošinoši Programmas pasākumi

Programmā ir viens apakšpasākums – „Bioloģiskās daudzveidības uzturēšana zālajos” (BDUZ), kura nosacījumi daļā ES nozīmes zālāju nodrošina Statusu un pēc nelielām korekcijām to varētu nodrošināt visos gadījumos. Atšķirībā no Natura 2000 maksājumiem, kam ir norādīta saikne ar Direktīvu ieviešanu (Anon. 2008), bet faktiskā loma ir neviennozīmīga (3.1.nod.), BDUZ

saikne ar Direktīvām nav norādīta (Anon. 2008), bet faktiskā ietekme ir tuva tādai, ko varētu uzskatīt par Direktīvu objektu aizsardzību nodrošinošu. BDUZ nosacījumi ierobežo noganīšanas intensitāti, norāda, ka pļaujot nedrīkst bojāt augsnes virskārtu un nosaka, ka pļaušana pieļaujama tikai no 1.augusta, tā sargājot putnus ligzdošanas sezonā. Pašlaik gan tikai vispārīgi noteikumi jāievēro attiecībā uz zālāju mēslošanu un nav arī norādīts, ka būtu aizliegta piesēja, taču maksājuma aprēķina atšifrējums parāda, ka ir pieņemts, ka šīs darbības BDUZ platībās nenotiek, jo ir paredzēta to iztrūkuma dēļ neiegūto ienākumu kompensācija (Anon. 2008).

Par BDUZ aptverto zālāju (Programmā tie tiek saukti par bioloģiski vērtīgiem zālājiem (BVZ)) sakrītību ar Direktīvu objektiem dabā Programmas aprakstos nevar uzzināt. Programmā norādīts, ka BVZ ir nodibinājuma „Latvijas Dabas fonds” (LDF) noteiktie zālāji (Anon. 2008). Faktiski visi BVZ dabā atbilst ES nozīmes zālāju biotopiem vai sugu dzīvotnēm vai arī tiem ir tieša nozīme šo sugu aizsardzībā. Par BVZ ir izveidota LDF rīcībā esoša datu bāze, kas nav saistīta ar Programmas administrēšanas sistēmu. Tā satur informāciju, kas ļauj noskaidrot vai BVZ ir ES nozīmes biotops vai putnu aizsardzībai paredzēta vieta (Auniņš 2007).

Līdz šim ir apzināti 61402 ha (1.tabula) BVZ (Auniņš 2007). BDUZ pasākums notiek ap 28000 ha platībā (1.tabula) (Lauku atbalsta dienesta npublicēti dati par 2006.gadu, par ko pieņemu, ka aptuveni tādi paši tie varētu būt arī 2007 gadā, jo tad atbalstam nevarēja pieteikt jaunas platības (Anon. 2007e)) un pamatoti var uzskatīt, ka šādā platībā faktiski ir nodrošināts ES nozīmes zālāju Statuss. Programmā paredzēts, ka BDUZ pasākums līdz 2013.gadam aptvers 56000 ha (1.tabula) (Anon 2008).

3.3. Problēmas zālāju uzturēšanas pasākuma īstenošanā

Saistībā ar ierobežojumu saņemšanu BDUZ maksājumu par platībām, kas neatbilst vienotā platības maksājuma (VPM) nosacījumiem (Anon. 2008), BDUZ nav pieejams daļai parkveida pļavu un kadiķu audžu (attiecīgi ES biotopa kodi 6530* un 5130) uzturēšanai. Tas nav pieejams arī citu ES nozīmes zālāju uzturēšanai platībās, kuras nesen atbrīvotas no krūmiem, t.sk. vietās, kas atjaunotas ES LIFE programmas projektu ietvaros, kur saistoša ES prasība nodrošināt apsaimniekošanas turpināšanos. Šīs situācijas cēlonis ir VPM nosacījumi, kas izslēdz no atbalsta tiesīgajām platībām vietas ar koku un krūmu apaugumu, kuru platība lielāka par 0,01 ha, kā arī vietas, kas nav bijušas labā lauksaimniecības stāvoklī uz 2003.gada 30.jūniju (Anon. 2008, Anon. 2007d) – tas ietver arī vietas, kur pēc minētā datuma bijuši krūmi, kas šobrīd ir nocirsti.

1. tabula. Apakšpasākuma „Bioloģiskās daudzveidības uzturēšana zālajos” ieguldījums ES nozīmes zālāju apsaimniekošanā.

Table 1. Input of sub-measure „Maintaining Biodiversity in Grasslands” (MBG) in maintenance of EU importance grasslands.

	Platība	% no Mērķa platības/% of target area (100000 ha = 100%)
Apzinātas ES nozīmes zālāju vietas/ <i>the known localities of EU importance grasslands</i>	61402 ha	61%
Uzturēti ES nozīmes zālāji/ <i>maintained grasslands of EU importance</i>	28000 ha	28%
Līdz 2013.gadam pasākumu paredzēts ieviest/ <i>planned implementation till 2013 within the sub-measure MBG</i>	56000 ha	56%

BDUZ maksājuma apmēra aprēķinā ir ņemtas vērā gandrīz visas komponentes, kas BVZ situāciju atšķir no parastās prakses (Anon. 2008), lai šī maksājuma aprēķinu varētu uzskatīt par piemērotu zālāju Statusa nodrošināšanai. Tomēr lokālās situācijas BVZ teritorijās ir ļoti atšķirīgas – gan sausas, līdzenas, viegli apsaimniekojamas vietas ar augstu ražību, gan nelīdzenas vai pārmitras, kur zaļā masa mazvērtīga un lauksaimniecības tehnika pārvietojas tikai ar grūtībām. Tādēļ dažādu BVZ apsaimniekošanas izmaksas var atšķirties vairākas reizes. Daudzu BVZ apsaimniekošanai BDUZ maksājuma apmērs ir nepietiekams, lai apsaimniekotājus ekonomiski ieinteresētu un var būt arī vietas, par kurām tiek pārmaksāts (Auniņš 2007). Būtu nepieciešams, līdzšinējā, visiem BVZ vienādā maksājuma vietā (Anon. 2008) paredzēt atbilstoši apsaimniekošanas sarežģītības pakāpei diferencētus maksājumus, kas bremzētu grūtāko vietu pamešanu. Programmas ietekmes uz vidi novērtējuma sadaļā ir minēts nodoms, nākotnē diferencēt BDUZ maksājuma apmēru atbilstoši apsaimniekošanas sarežģītības pakāpei (Anon. 2008), un tas varētu veicināt plašāku apsaimniekotāju interesi par šo maksājumu un efektīvāku Direktīvu ieviešanu.

BDUZ nosacījums par vēlo pļaušanas uzsākšanas datumu – 1. augustu (Anon 2008) šaurākā skatījumā ir nepārprotami labvēlīgs pļavu putnu aizsardzībai, jo tas palielina putnu mazuļu izdzīvotību. Tomēr kopsummā un ilgtermiņā tam var izrādīties negatīva loma Direktīvu ieviešanā. Šis ierobežojums izslēdz iespēju BVZ platības integrēt pat ekstensīvā lauksaimnieciskajā ražošanā, un tas apdraud BVZ uzturēšanas sistēmas ilgtspēju. Novērots, ka saimniecībās ar lielu BVZ īpatsvaru pat agrāks datums – 10. jūlijs, kas bija spēkā iepriekšējā plānošanas periodā (Anon. 2008), rada grūtības savākt sienu lopbarībai, tā apdraudot ražojošo, ar videi draudzīgām metodēm (ievērojami saudzējošākām par bioloģisko lauksaimniecību) strādājošo saimniecību ekonomisko dzīvotspēju (A. Krieviņa, Dz. Gulbja, A. Gavara pers. ziņojumi). Tas stimulē BVZ izslēgšanu

no tradicionālās lauksaimnieciskās darbības aprites, veicinot BVZ uzturēšanas sistēmas absolūtu atkarību tikai no atbalsta maksājuma. Tas apdraud šī Direktīvu ieviešanas risinājuma ilgtspēju, jo paaugstina risku, ka BVZ atbilstoša uzturēšana tiks pārtraukta, ja kādu apstākļu dēļ BDUZ maksājumi samazināsies vai parādīsies ekonomiski izdevīgākas alternatīvas. Daļai apsaimniekotāju vēlās pļaušanas nosacījums, iespējams, ir izšķirošais, kas liek atturēties BVZ platības pieteikt uz BDUZ maksājumu un stimulē pieteikšanos uz citiem maksājumiem, kam ir BVZ vērtības mazāk saudzējoši vai pat postoši nosacījumi. Vēlais pļaušanas uzsākšanas datums (līdz šim spēkā esošais 10.jūlijs) varētu būt viens no faktoriem, kas veicinājis to, ka pašlaik no visām zināmajām BVZ platībām uz BDUZ maksājumu pieteikti tikai ap 45%, un jāatceras, ka pret Mērķa platību tie ir tikai 28% (1. tabula). Ir gadījumi, kad vēlā pļauja var negatīvi ietekmēt Biotopu direktīvas ieviešanu attiecībā uz zālāju biotopiem. Par to liecina veģetācijas pētījumu zinātniskas publikācijas, kas dažādās vietās Eiropā konstatējušas gadījumus, kad vēls pļaušanas termiņš nelabvēlīgi ietekmē augu sugu daudzveidību un biotopu struktūras dažādības saglabāšanu (S. Rūsiņa pers. ziņojums). Šī parādība varētu būt loģiskas sekas pasākumam, kura nosacījumi ir „pretdebiski” pļavu apsaimniekošanas procesa būtībai – sienu ieguvei tādā pļaušanas laikā, kas dod vērtīgāku lopbarību, un kas vēsturiski noteikusi arī pļavu augu sabiedrību veidošanos.

Ņemot vērā vēlās pļaušanas nosacījuma potenciāli negatīvos aspektus, kas, iespējams, kopsummā pārsniedz tā pozitīvo nozīmi, būtu apsverami citi risinājumi. Pamatojoties uz minētajiem argumentiem Programmai ir bijis iesniegts priekšlikums par trīs dažādu pļaušanas uzsākšanas termiņu piemērošanu (15. jūnijs, 15. jūlijs, 15. augusts), ļaujot apsaimniekotājiem izvēlēties agrākus pļaušanas uzsākšanas datumus, bet par to piešķirot mazākus maksājumus, kas stimulētu nevajadzīgi neatteikties no vēlākas pļaušanas (Anon. 2006a). Šis priekšlikums Programmā nav

ņemts vērā (Anon. 2008). Pēc maniem novērojumiem, klātesot priekšlikuma apspriešanas procesā, galvenais iemesls tā noraidīšanai bija tā administrēšanas sarežģītība. Savukārt iepriekšējā vēlās pļaujas datuma – 10. jūlija aizstāšana ar 1. augustu tiek pamatota ar ES Padomes regulas Nr. 1698/2005 39.panta 3.punktu, kas nosaka, ka ar maksājumu vajadzētu segt tikai tās saistības, kas pārsniedz attiecīgos obligātos standartus (Anon. 2005a). Te jāpaskaidro, ka BDUZ maksājuma apmērā ir ierēķināta kompensācija par barības vielu vērtības zudumu zaļajā masā, kas salīdzinājumā ar parastu praksi rodas dēļ vēlās pļaujas (Anon. 2008). Obligātie standarti parastai praksei nosaka, ka zālājiem jābūt nopļautiem līdz 1.augustam (Anon. 2008). Tātad loģiski, ka atbilstoši minētajai regulai kompensēt var tikai to, kas attiecas uz periodu pēc 1. augusta. Minētajā kontekstā no 1. augusta datuma radītajām problēmām atbrīvoties var, tikai atsakoties no maksājuma daļas, kas pamatota ar vēlās pļaujas nosacījuma radītajiem barības vielu zudumiem zaļajā masā. Ja šādu risinājumu realizē, būtu jāievieš obligāts nosacījums, ka BVZ platībās nedrīkst pļaut biežāk kā vienu reizi sezonā. Tas ļautu daļai pļavu putnu izvest otru perējumu, ja agrākā pļaujā izpostīts pirmais perējums. Apsverams būtu arī risinājums, kas nosaka pieļaujamo pļaujas uzsākšanas datumu, piemēram, 15. jūniju, bet atstāj to bez saistības ar maksājuma apmēru. Tādā gadījumā nebūtu konflikta ar regulas Nr. 1698/2005 39.panta 3.punktu. Būtu iespēja izmantot pļavas pietiekami kvalitatīvas lopbarības ieguvei, un tas motivētu ražojošos apsaimniekotājus neatteikties no BDUZ maksājuma, kura nosacījumi, pat ņemot vērā atkāpšanos no līdzšinējā vēlākā pļaujas uzsākšanas datuma, putnu aizsardzībai ir labvēlīgāki par alternatīvām iespējām, ko apsaimniekotāji izvēlas, ja BDUZ nosacījumi viņiem nav pieņemami. Saistībā ar maksājuma samazināšanos, kas rodas, ja netiek kompensēts barības vielu vērtības zudums zaļajā masā, atbrīvojas līdzekļi, kas varētu tikt novirzīti, lai palielinātu maksājumu sarežģītāk apsaimniekojamiem BVZ, kur šobrīd tas pietrūkst. Aprakstītais risinājums rada BDUZ pasākuma apgūto platību palielināšanās priekšnoteikumus. Tas varētu nostrādāt kā ievērojams pienesums putnu mērksugu populāciju aizsardzībai kopumā, kompensējot zaudējumus, kas rastos atceļot vēlās pļaujas (no 1.augusta) nosacījumu.

Apsverama arī aktīvāka ES nozīmes pļavu putnu aizsardzības pasākumu attīstīšana ārpus BVZ teritorijām, paredzot atbalstu putnus saudzējošu pļaujas metožu pielietošanai – pļaušanai no lauka centra uz malām vai no vienas lauka malas (konstatēts, ka šī metode attiecībā pret parastu praksi par 23% samazina griežu mazuļu mirstību (Tyler et al. 1998 cit. pēc Keišs, Ķemlers 2000)), vai arī speciālu ierīču, kas aizbiedē dzīvniekus un putnus no apstrādājamās platības, pievienošana pļaušanas teknikai.

3.4. Pasākumi ar potenciāli negatīvu ietekmi

Ikviens Programmas pasākums, ko iespējams īstenot Mērķa platībā neatbilstoši ES nozīmes zālāju saglabāšanas nosacījumiem, var būt ar negatīvu nozīmi Direktīvu ieviešanā. Pašlaik tikai par 28% (apsaimniekotie BVZ) (3.2. nod.) Mērķa platības apsaimniekotāji ir uzņēmušies saistības, kas praksē vairāk vai mazāk nodrošina ES nozīmes zālāju saglabāšanos. Tādēļ svarīgi ir savlaicīgi izvērtēt un censties novērst iespējamo negatīvo ietekmi pārējos 72% platību. Šajā ziņā šaubas raisa Programmas ietvaros dotais stratēģiskais ietekmes uz vidi novērtējums, kur teikts, ka tas veikts atbilstoši Biotopu direktīvai un Programma atbilst vides politikas mērķiem (Anon. 2008). Ietekmes novērtējumā nav atrodamas skaitliskas aplēses tam, kāda bijusi Programmas līdzšinējā ietekme salīdzinājumā ar sākuma stāvokli, nav izskatītas Programmas pasākumu ietekmju kombinācijas un nav novērtēta to kumulatīvā ietekme (Anon. 2008). Minētie ir tikai daļa no novērtējuma aspektiem, kas kā nepieciešami norādīti EK skaidrojumā par to, kā atbilstoši Direktīvām būtu nosakāms, vai plāniem ir būtiska ietekme (Anon. 2000b). Minētie Programmas novērtējuma trūkumi norāda, ka Programmas ietekme uz Direktīvu ieviešanu vairākos aspektos faktiski nav vērtēta vispār. Tādēļ nevar izslēgt situāciju, ka kāds no Programmas pasākumiem apdraud Direktīvu objektus, tomēr informācijas trūkuma dēļ to nevar arī droši apgalvot.

Negatīva ietekme uz ES zālājiem varētu būt pasākumam „Lauksaimniecībā neizmantojamās zemes pirmreizējā apmežošana”. Šis pasākums paredzēts krūmainās, apmežoties sākušās platībās ārpus lauku blokiem (Anon. 2008). Te jāņem vērā, ka ap 22000 ha (nod. 3.5.) ES nozīmes zālāju ir aizaugoši, no tiem ap 14150 ha ir Natura 2000 teritorijās, kur apmežošanas pasākums nav paredzēts (Anon. 2008), bet ap 7850 ha ir ārpus tām. Nav šaubu, ka ievērojama daļa no šiem aizaugošajiem zālājiem nav iekļauta lauku blokos, jo to stāvoklis krūmu un koku klātbūtnes dēļ neatbilst VPM nosacījumiem, kas ir priekšnoteikums zālāju iekļaušanai lauku blokos (Anon. 2007d). Piemēram, aizsargājamo ainavu apvidū „Ziemeļgauja” kartēšanas rezultātā, konstatēts, ka ap 64% no šobrīd neapsaimniekotajiem ES nozīmes zālājiem ir ārpus lauku blokiem (Anon. 2007a). Ziemeļgauja ir Natura 2000 teritorija, kur apmežošanas pasākums nav paredzēts, tomēr, tā kā ES nozīmes zālāju īpašības visur ir vienādas, līdzīga situācija varētu būt arī ārpus Natura 2000 vietām. Tas nozīmē, ka ievērojama daļa Direktīvas objektu var atrasties tieši apmežošanas pasākuma mērķa teritorijās. Papildus faktors, kas veicina šāda apmežošanas pasākuma tiekšanos uz ES nozīmes zālāju vietām, ir tas, ka daļa šo zālāju nelīdzenā reljefa, auglības ziņā nabadzīga, pārmitro vai parkveida apstākļu dēļ ir ārkārtīgi

nepiemēroti mūsdienu lauksaimniecībai (Auniņš 2007), un apmežošanas objektīvi ir ekonomiski izdevīgākā alternatīva (kadiķu audzēs vai parkveida pļāvās arī gandrīz vienīgā iespēja saņemt Programmas atbalstu). Programmā nav iestrādāts mehānisms, kas no apmežošanas aizsargātu ES nozīmes zālājus, kas atrodas ārpus lauku blokiem un Natura 2000 vietām vai citām īpaši aizsargājamām dabas teritorijām (Anon. 2008).

3.5. Aizaugošo zālāju atjaunošana

Lai gan Programmā ir identificēta ES nozīmes zālāju aizaugšanas problēma, norādot, ka Natura 2000 teritorijās tas notiek 14146 ha platībā, tajā nav paredzēti zālāju atjaunošanas pasākumi (Anon. 2008). Programmā nav minēti ES nozīmes zālāju aizaugšanas apmēri valstī kopumā. Taču var pieņemt, ka aizaugoši zālāji ārpus Natura 2000 teritorijām varētu būt tādā pat īpatsvarā pret Mērķa platību, kā tas ir Natura 2000 teritorijās (63025/14146=22%), jo no ekonomiskajiem apsvērumiem, kas ir pamatā zālāju pamešanai, šiem zālājiem piemīt līdzīgas īpašības. Tātad valstī kopumā aizaugošie ES nozīmes zālāji varētu būt ap 22000 ha platībā.

Krūmu izciršana un pirmreizējā nopļaušana ES nozīmes zālajos ir veikta vairāku ES LIFE programmas projektu un Dabas aizsardzības pārvaldes aktivitāšu ietvaros, kopā aptverot ap 3800 ha (A. Auniņa pers. ziņojums, Anon. 2004, Anon. 2005b, Anon. 2006b, Anon. 2007b, Anon. 2007c). Tomēr no zālāju biotopu vai sugu dzīvotņu ekoloģisko funkciju viedokļa zālājs par pilnvērtīgi atjaunotu varētu tikt uzskatīts no brīža, kad pilnībā atjaunojusies tam raksturīgā veģetācija un vairs nav novērojama strauja krūmu atvašu atjaunošanās pie celmiem. Šādu stāvokli iespējams panākt, tikai veicot pastāvīgu zālāju uzturēšanu nākamajos gados pēc krūmu nociršanas. Taču saistībā ar VPM maksājuma nosacījumiem (nod. 3.3.), šādām darbībām Programma atbalstu neparedz. Tādēļ pagaidām, līdz uzturēšanas risinājuma atrašanai, korektāk būtu no krūmiem atbrīvotās platības vēl neuzskatīt par atjaunotām, jo daļa no tām var atkal aizzelt.

3.6. Programmas ieguldījuma un vispārēja kopaina zālāju Statusa nodrošināšanā

Vērtējot pret Mērķa platību – 100000 ha, Programmas ieguldījumu Direktīvu ieviešanā saistībā ar ES nozīmes zālāju biotopu un sugu dzīvotņu uzturēšanu varētu raksturot šādi skaitļi (1.attēls): 28% ES nozīmes zālajos Statuss tiek nodrošināts (nod. 3.2.), 50% zālāju stāvoklis nav zināms, bet ap 22% notiek zālāju izzušana (nod. 3.5.). No mērķa platības Programmas atbalsta ietvaros dabā kā BVZ apzināts un reģistrēts 61% un pasākuma BDUZ ietvaros plānots apgūt 56% no Mērķa platības (nod. 3.2.) (1.attēls). Programmā minēts arī nodoms diferencēt BDUZ maksājuma apmēru

atbilstoši apsaimniekošanas sarežģītības pakāpei, kas varētu veicināt plašāku apsaimniekotāju interesi par šo maksājumu un efektīvāku līdzekļu izmantošanu (Anon. 2008). Netiešu pozitīvu ietekmi uz ES nozīmes zālājiem daļā gadījumu var sagaidīt arī no Natura 2000 maksājuma, kas aptver 69% no Mērķa platības (nod. 3.1.) (1.attēls).

Direktīvu ieviešanas kontekstā nozīmīgi ievērot, ka 72% Mērķa platības attīstības scenārijs ir nezināms vai arī notiek ES nozīmes zālāju izzušana (1.attēls). Par nezināmo daļu jāņem vērā, ka tajā darbojas tikai viens apzināti organizēts faktors (pastāvīgo zālāju īpatsvara saglabāšanas nosacījums (Anon. 2007d)), kas tikai netieši un ar gadījuma raksturu kavē Direktīvu objektu stāvokļa pasliktināšanos, neizslēdzot sugām un biotopiem nepieciešamo apstākļu iznīcināšanu. Tādēļ ticamākais, ka nezināmajā daļā attiecībā pret Statusa nodrošināšanu zālāji attīstās negatīvā virzienā. Programma ir vienīgais līdzeklis, kas nozīmīgās platībās aptver ES nozīmes zālāju uzturēšanu. Otrs valsts organizēts process ir Dabas aizsardzības pārvaldes finansētā zālāju uzturēšana, kuras ietekme kopumā ir niecīga, piemēram, 2006.gadā, neieskaitot atjaunošanu (t.sk. pirmreizējo pļauju) un pārsegšanos ar LIFE projektiem, tā aptvēra ap 0,015% Mērķa platības (Anon. 2006). Tādēļ faktiski Programmas ieguldījums ES nozīmes zālāju Statusa nodrošināšanā raksturo arī valsts mērķtiecīgi veikto darbību kopainu. 72% Mērķa platību, kurās notiek vai ir aizdomas, ka notiek, starptautisko un pašu likumos uzņemto saistību izpildei pretējs process, varētu būt pietiekams pamats bažām, ka saistības netiks izpildītas.

3.7. Vai Programma ir veidota kā Direktīvu ieviešanas līdzeklis?

Programmas saturā ir konstatējams vispārīgs uzstādījums, nodrošināt Direktīvu ieviešanu, un ir viens pasākums (Natura 2000 maksājumi), kurš pēc nosaukuma un apraksta varētu tikt uzverts kā speciāli tam veltīts (Anon. 2008). Taču šī pasākuma ietekme skar tikai daļu valsts teritorijas un arī tur Direktīvu ieviešanu veicina tikai netieši, bet nenodrošina (nod. 3.1.). Programmā norādītā saistība ar Direktīvu ieviešanu ir vispārīga, pat apejot mērķtiecīgai pasākumu plānošanai loģiski nepieciešamo Statusa jēdziena pārņemšanu konkrētu sasniedzamo rādītāju izteiksmē. Pasākumu saturs un apmēri neizriet no konkrētu Direktīvas objektu Statusu raksturojošiem rādītājiem, nav paredzēts tos mērķtiecīgi vērst uz iepriekš dabā identificētiem Direktīvu objektiem, nav paredzēta arī iespēja saņemt atbildi uz jautājumu, kādu un cik lielā daudzumā Direktīvu objektu Statuss ar šiem pasākumiem ir vai tiks nodrošināts (Anon. 2008). Bez minētās informācijas nav iespējams uzzināt, cik liela loma šim līdzeklim ir Direktīvu ieviešanā, kas nozīmē, ka tas var izrādīties gan nepietiekams un tādēļ būtu jāievieš vēl kādi

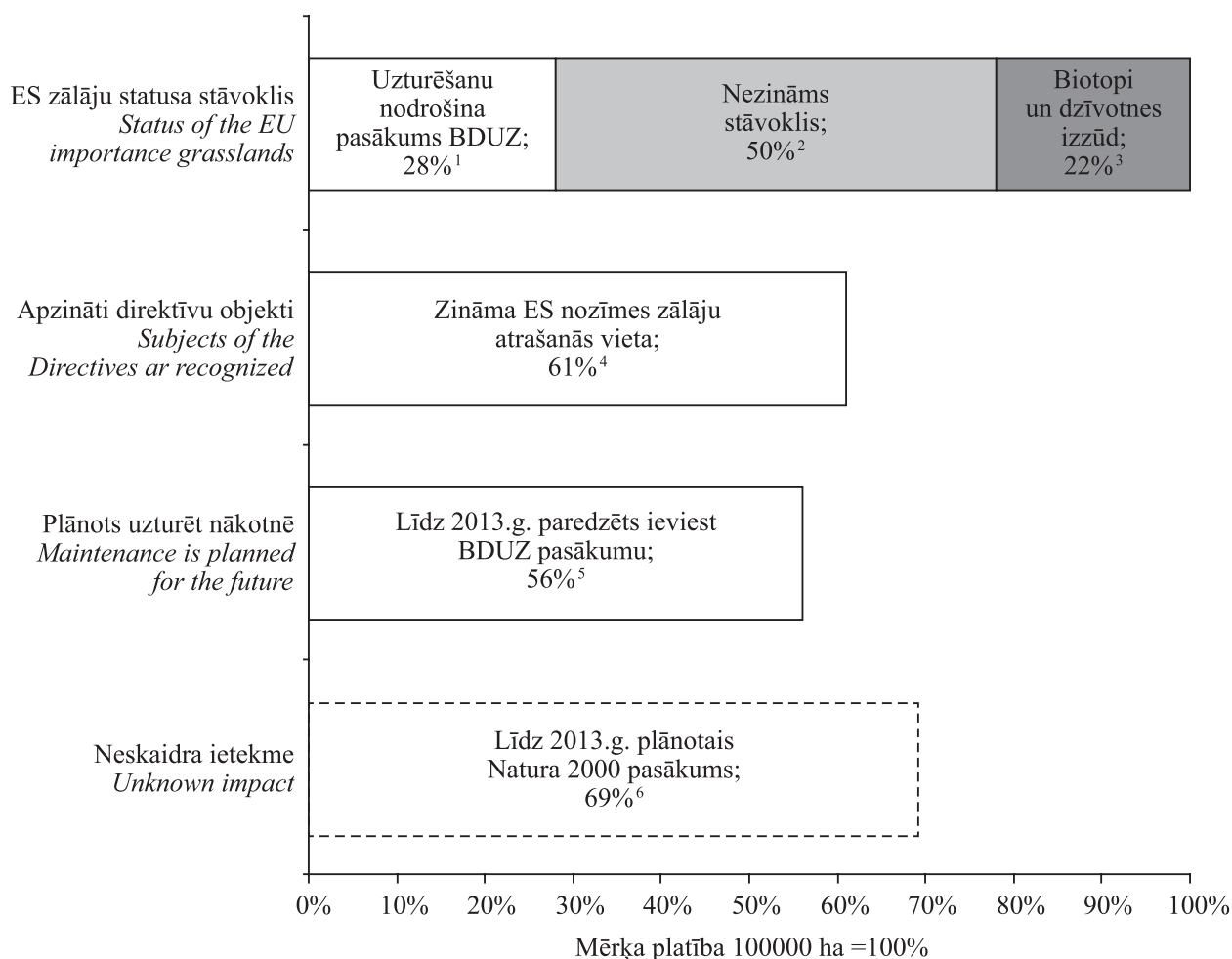
citi līdzekļi vai jāpildinveido esošie, gan pārspīlēts vai īstenots ar Direktīvu nesaistītās vietās, tā, iespējams, nelietderīgi iztērējot finansējumu.

Minētie, ar nekonkrētību saistītie, trūkumi norāda, ka Programma nav pietiekami mērķtiecīga kā Direktīvu ieviešanas līdzeklis un tās pasākumu nozīme nav pilnībā skaidra. Acīmredzot tādēļ radusies situācija, kurā Natura 2000 pasākuma apraksts liecina, ka tas paredzēts Direktīvu ieviešanai vispār, lai gan tā faktiskā ietekme nodrošina tikai vienu šauru Direktīvu ieviešanas aspektu, lielāko daļu ES nozīmes zālāju ietekmējot tikai netieši un neviennozīmīgi (nod. 3.1.). Turpretim apakšpasākuma BDUZ aprakstā Direktīvas nav pieminētas, lai gan BDUZ ir vienīgais ES nozīmes zālājiem atbilstošu stāvokli nodrošinošais Programmas

pasākums, kas dabā notiek precīzi Direktīvu objektu vietās (nod. 3.2.). Acīmredzot neapzināšanās, kādas ir Programmas pasākumu satura faktiskās attiecības ar Direktīvu objektiem dabā, ir veicinājusi to, ka vienīgais ES nozīmes zālāju Statusu nodrošinošais pasākums BDUZ tiek plānots 56000 ha platībā (Anon. 2008) (1.attēls), neskatoties uz to, ka dabā jau ir identificēti un Programmas administrēšanas sistēmas kartēs attēloti 61402 ha ES nozīmes zālāji (Auniņš 2007).

4. Secinājumi

Programma kā līdzeklis, kas potenciāli ietver Direktīvu ieviešanas funkcijas, izstrādāts samērā neskaidri. Tā nedod priekšstatu par ieguldījumu konkrētu Direktīvu



¹ Maintenance is ensured by the sub-measure "Maintaining Biodiversity in Grasslands"; 28%

² Unknown status; 50%

³ Habitats and species habitats are disappearing; 22%

⁴ The localities of the EU importance grasslands are known; 61%

⁵ Sub-measure "Maintaining Biodiversity in Grasslands" is planned to implement till 2013; 56%

⁶ Planned measure "Natura 2000" till 2013; 69%

1. attēls. ES nozīmes zālāju stāvoklis, esošais un plānotais Lauku attīstības programmas ieguldījums to statusa nodrošināšanā

Figure 1. Status of the EU importance grasslands, existing and planned input of the Rural Development Programme in maintenance of their status

objektu Statusa nodrošināšanā un tās efektivitāti Direktīvu ieviešanā šobrīd nav iespējams pilnvērtīgi pārraudzīt.

Programmas faktiskā ietekme Direktīvu ieviešanā šobrīd kopumā nodrošina Statusu ap 28% Mērķa platības. Tas attiecīgi nozīmē, ka 72% Mērķa platības Statuss netiek mērķtiecīgi nodrošināts, kas ir riskants stāvoklis attiecībā pret Direktīvu saistībām, jo tās paredz, ka Statuss jānodrošina 100% vai labākā līmenī.

Lai uzlabotu Direktīvu ieviešanas jautājumu atspoguļojumu Programmas saturā un uzlabotu pasākumu faktisko efektivitāti, svarīgākie pilnveidojamie aspekti ir:

- Mērķa platības aprēķins precizējams oficiālā līmenī, lai tas pārliecinoši sakristu ar Direktīvu mērķiem.
- Programmas īstenošanā ieviešama informācijas sistēma, kas ļauj noskaidrot kādi konkrēti Direktīvu objekti, kādā veidā, kādā apmērā un kurā vietā ar konkrētiem Programmas pasākumiem tiek ietekmēti, iekļaujot informāciju par Direktīvu ieviešanu pasākumu efektivitātes rādītājos.
- Veicams pilnīgs Programmas ietekmes uz Direktīvu ieviešanu novērtējums, skaitliski izvērtējot arī tādas aspektus, kā Direktīvu objektu daudzuma salīdzinājums ar sākuma stāvokli, pasākumu ietekmju kombinācijas un to kumulatīvā ietekme.
- Jāparedz aizsardzības mehānisms pret ES zālājiem potenciāli nelabvēlīgiem Programmas pasākumiem arī tādos gadījumos, kad šie zālāji neatrodas Natura 2000 vai citās īpaši aizsargājamās dabas teritorijās vai nav vēl apzināti dabā un reģistrēti Programmas administrēšanas sistēmā.
- Lai veicinātu ES nozīmes pļavu apsaimniekošanas ilgtspējību, kas var kļūt apdraudēta dēļ absolūtās atkarības no ārēja finansējuma, un veicinātu BDUZ pasākuma vēršanos plašumā līdz tiek apgūta visa Mērķa platība, apsveramas un īstenojamās iespējas samazināt saimnieciskās darbības ierobežojumus attiecībā uz vēlo pļauju, lai ES nozīmes zālāju uzturēšana sekmīgāk iekļautos tradicionālās lauksaimnieciskās darbības aprītē.
- Apsverami un īstenojami pasākumi putnu sugu aizsardzībai ārpus BVZ platībām.
- BDUZ maksājuma apmērs diferencējams atbilstoši reālajai apsaimniekošanas sarežģītības pakāpei.
- Nodrošināma iespēja saņemt BDUZ maksājumu par ES nozīmes zālāju teritorijām, kas neatbilst VPM nosacījumiem.
- Jāievieš pasākums ES nozīmes zālāju atjaunošanas finansēšanai.

Literatūra

Anonymous. 1996. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992, on the conservation of natural habitats and of wild

fauna and flora. In: European Community environment legislation. Vol. 4. Pp. 81 - 158.

Anonīms. 2000a. Sugu un biotopu aizsardzības likums. Latvijas Vēstnesis 121/122 (2032/2033), 05.04.2000, ar grozījumiem: "LV" 180 (3548), 09.11.2006. un "LV" 153 (3311), 27.09.2005.

Anonīms. 2000b. Natura 2000 teritoriju tīkla apsaimniekošana. Biotopu direktīvas 92/43/EEK 6. panta nosacījumi. Eiropas Komisija Luksemburga: Eiropas Kopienų Oficiālo publikāciju birojs. Adaptācija latviešu valodā: VIDM Dabas aizsardzības departaments, 2004.

Anonīms. 2003. Īpaši aizsargājamo dabas teritoriju vispārējie aizsardzības un izmantošanas noteikumi. Ministru kabineta noteikumi Nr.269. Latvijas Vēstnesis 112 2003.08.08.

Anonīms. 2004a. Vides ministrijas Dabas aizsardzības pārvaldes Publiskais gada pārskats 2004. http://www.dap.gov.lv/public/files_uploaded/parskats_2004.pdf, 02.12.2007.

Anonīms. 2005a. Padomes regula (EK) Nr. 1698/2005. 2005. gada 20. septembris. Par atbalstu lauku attīstībai no Eiropas Lauksaimniecības fonda lauku attīstībai (ELFLA). Eiropas Savienības Padome. Eiropas Savienības Oficiālais Vēstnesis.

Anonīms. 2005b. Publiskais gada pārskats 2005. Vides ministrija, Dabas aizsardzības pārvalde http://www.dap.gov.lv/public/files_uploaded/parskats_2005.pdf, 02.12.2007.

Anonīms. 2006a. Latvijas Dabas fonda, Latvijas ornitoloģijas biedrības un Latvijas entomoloģijas biedrības ieteikumi Lauku attīstības plānam 2007.-2013. gadam.

Anonīms. 2006b. Publiskais gada pārskats 2006. Vides ministrija, Dabas aizsardzības pārvalde http://www.dap.gov.lv/public/files_uploaded/Publ_parskats_2006.pdf, 02.12.2007.

Anonīms. 2007a. Aizsargājamo ainavu apvidus "Ziemeļgauja" dabas aizsardzības plāns. Latvijas Dabas fonds.

Anonīms. 2007b. Lubāna mitrāja kompleksa vides apsaimniekošana. Projekta pārskats 2003.–2007.gads. Madonas rajona padome.

Anonīms. 2007c. ES LIFE – Daba projekts "Ziemeļgaujas ielejas aizsardzība un apsaimniekošana" 2003.–2007. Projekta pārskats. Latvijas Dabas fonds.

Anonīms. 2007d. Ministru kabineta noteikumi Nr.269 "Kārtība, kādā tiek piešķirts valsts un Eiropas Savienības atbalsts lauksaimniecībai tiešā atbalsta shēmu ietvaros". Latvijas Vēstnesis 69 (3645), 27.04.2007.

Anonīms. 2007e. Ministru kabineta noteikumi Nr.255 "Kārtība, kādā tiek piešķirts valsts un Eiropas Savienības atbalsts lauku attīstībai". Latvijas Vēstnesis 70 (3646) 28.04.2007.

Anonīms. 2008. Latvijas Lauku attīstības programma 2007.–2013. gads. http://www.zm.gov.lv/doc_upl/latvijas_lauku_attistibas_programma_final.pdf, 24.01.2008.

Auniņš A. (red.) 2007. Bioloģiski vērtīgo zālāju klasifikācijas metodika. Latvijas Dabas fonds.

Auniņš A., Salmiņa L. (red) 2004. Distribution and abundance of habitats listed in the Annex I and species listed in the Annex II of the COUNCIL DIRECTIVE 92/43/EEC. Prepared for the European Topic Centre – Nature Protection and Biodiversity by the project Preparation for Latvia's compliance with the the Natura 2000 network of protected areas Riga, 2004

BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).

Keišs O., Ķemlers A. 2000. Griežu (*Crex crex*) skaita palielināšanās Latvijā 1990.gados - vai varam lepoties ar sekmīgu sugas aizsardzību? *Putni dabā* 10.3 22–30

Keišs O, Lediņš E. 2002. Griezes monitorings Latvijā: maršrutu uzskaites 1989.–2002. gadā. *Putni dabā* 12.3. 13–21.

Kreilis M. (red.) 2005. Priekšlikumi Natura 2000 teritoriju apsaimniekošanas un infrastruktūras attīstībai, indikatīvo finansējuma apjomu noteikšana nākamajam plānošanas periodam (2007.–2013. gads). Gala atskaite. Latvijas Dabas fonds.

Favourable conservation status of the EU importance grassland habitats and species in connection with Rural Development Programme of Latvia

Summary

I analysed the relation between the protection of grassland habitats and species habitats in grasslands of the EU importance and the Rural Development Programme of Latvia in order to evaluate if and how successfully the Programme works as a tool in the implementation of the Birds and Habitats Directives. It was concluded that its potential role in Directives implementation is unclear. It was evaluated that the input of the Programme in maintenance of the favourable conservation status of the EU grasslands currently covers only 28% from the potentially required territory (Fig.1.). Processes that endanger or potentially may endanger the favourable conservation status of grasslands occur in 22% to 72% of the total area of the EU importance grasslands. The gaps and possibilities to improve the role of the RDP in conservation of the EU importance grasslands were also considered in the paper.

Key words: Rural Development Programme, favourable conservation status, Birds and Habitats Directives

Pirmie dabīgās noganīšanas rezultāti divās teritorijās Ziemeļvidzemes Biosfēras rezervātā

Dainis Ozols,

Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta administrācija,
Rūjienas birojs, Rīgas ielā 2, Rūjienā, LV-4240,
dainis.ozols@biosfera.gov.lv

Kopsavilkums

Analizēti dabīgās noganīšanas teorētiskie aspekti, secinot par ievērojamu lielo zālēdāju lomu ainavas veidošanā vēstures gaitā. Apskatīta pieredze divās Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta (turpmāk – ZBR) teritorijā atrodošās dabīgās noganīšanas platībās. Dots teritoriju raksturojums, praktiskās problēmas, monitoringa metodika, gaita un pirmie rezultāti, novērojumi, kā arī akcentētas pretrunas, kas ir ilgtspējīgai zemju apsaimniekošanai ar pastāvošo likumdošanu. Secināts, ka lielle zālēdāji ir nozīmīgs bioloģiski daudzveidīgs un estētiski augstvērtīgs ainavas veidošanas instruments.

Atslēgas vārdi: ainava, dabīgā noganīšana, monitoringa, lielle zālēdāji

1. Ievads

Ziemeļvidzemē, biosfēras rezervātā, Rūjienas novadā, Naukšēnu un Jeru pagastos atrodas 2 dabīgās noganīšanas teritorijas, kur ar ZBR administrācijas atbalstu tiek veikts ainavu monitoringa. Minēto teritoriju ainavas situācija ir diezgan līdzīga, bet noganīšanas un monitoringa vēsture – atšķirīga.

Sākotnēji abas teritorijas izveidotas, atsaucoties Pasaules Dabas fonda (turpmāk – PDF) lielle zālēdāju iniciatīvai un piedāvātajām iespējām.

Lielle zālēdāju iniciatīvas teorētisko pamatu veido teorija par savvaļas lielle zālēdāju būtisko lomu bioloģiskās daudzveidības izveidē un uzturēšanā (Vera 2000).

Minētā teorija ietver ainavas cikliskas attīstības modeli:

- 1) pļavas stadiju;
- 2) pļavas aizaugšanu ar krūmiem (Rietumeiropas apstākļos – ērkšķu plūmēm *Prunus spinosa*);
- 3) koku ieaugšanos krūmu aizsegā (krūmi pasargā kokus no nograušanas);
- 4) krūmu iznīkšanu kokiem pieaugot lielākiem;
- 5) meža pakāpenisku sabrukšanu koku vecuma ietekmē un jaunas pļavas izveidošanos.

Šādā modelī lielajiem zālēdājiem koku reģenerācijas procesā ir ļoti nozīmīga loma, jo tie nosaka koku sugu sastāvu – Rietumeiropas un Centrāleiropas apstākļos veidojas parkveida ainavas, kuru sastāvā viens no raksturīgākajiem kokaugiem ir parastais ozols (*Quercus robur*). Minētais modelis raksturo situāciju dabā, kur cilvēka ietekme ir otršķirīga.

Šāds modelis acīmredzami nepietiekoši ņem vērā biezo Rietumeiropas un Centrāleiropas apdzīvotību jau aizvēsturiskos laikos.

Plašāk uz ainavu attīstību skatās H. Valters, norādot, ka jau kopš neolīta lopu turēšanai par pamatu ir bijušas mežu ganības, kas veidojušas skrajāku meža ainavu, jo koku paauga tikusi regulāri iznīcināta. Savukārt pēdējos 2000 gados augāja attīstība saistāma tikai ar cilvēka darbību, dabiskajiem faktoriem spēlējot ļoti pakārtotu lomu. Kā piemēri tiek minēti viduslaiki, kad ozolu meži tikuši saudzēti un vairoti, lai nodrošinātu mājas cūkām ganību vietas, un, ka būtu kļūdaini uzskatīt šādus cilvēku veidotus ozolu mežus par pirmatnējiem. Savukārt, 18. gs., kad sākusies kartupeļu audzēšana, ozolu meži ir zaudējuši savu nozīmi un to vietā sākti audzēt dižskābaržu meži, jo dižskābaržu malka kā kurināmais bijusi vērtīgāka. 19. gs. beigās, pieaugot ogļu ieguvei un pieprasījumam pēc lietkoksnas, lapukoki aizstāti ar priedi un eglī. Piemēram, Heidelbergas apkārtnē, laikā no 1790. līdz 1909. gadam lapukoku mežu īpatsvars samazinājies no 97,5 līdz 48% (Walter 1979).

Ņemot vērā minēto teoriju (Walter 1979), kā arī to, ka Austrumbaltijas apstākļos neolīta sākumu datē ar 6000-6500 gadiem pirms mūsdienām (Zagorska 2003), varētu secināt, ka ainavas attīstība jau kopš šī laikposma ir bijusi būtiski cilvēka ietekmēta. Pētījumi Burtņieka apkārtnē norāda uz to, ka meži nav bijuši blīvi jau kopš boreālā perioda pirmās puses, bet iespējama mājdzīvnieku ietekme uz kokaugu sastāvu tiek pieļauta attiecībā uz periodu, kas senāks par 8000 gadiem (Eberhards, Kalniņa, Zagorska 2003). Cilvēka ietekmi atzīmē I. Danilāns (1973) norādot, ka Latvijas

putekšņu diagrammās Ia zonā (pēc L. Posta; aptuveni pirms 1000-1200 gadiem) krasais egles un platlapju putekšņu satura kritums daļēji saistāms ar cilvēka saimniecisko darbību – auglīgāko zemju pārvēršanu par lauksaimniecības zemēm.

Jādomā, ka bargākā klimata dēļ aizvēsturiskajos laikos cilvēku blīvums Latvijas teritorijā ir bijis ievērojami mazāks kā Eiropas vidienē, kas nozīmē arī mazāku summāro antropogēno ietekmi uz sugām, dzīvotnēm un ainavu kopumā. Līdz ar to var pieļaut lielāku savvaļas dzīvnieku ietekmi – atbilstoši F.Veras (2000) teorijai.

Analizējot pieejamās Latvijas putekšņu diagrammas un griezumņu aprakstus (Danilāns 1973; Straume, Meirons, 1979; Segliņš 2001), konstatēts, ka krass ozola un lazdas līkņu kritums sākas no subboreāla/subatlantiskā perioda robežas (pēc L.Posta), t.i. aptuveni pirms 2000-2500 gadiem. Ja pieņemam F. Vera teoriju (2000), minētās putekšņu satura izmaiņas norāda uz pakāpenisku parkveida mežu ar ozoliem un lazdām kā dominējošām sugām izzušanu, kas savukārt varētu liecināt par lielo zālēdāju skaita būtisku samazināšanos šai laikposmā, un blīvu vienlaidus mežu, kas līdzīgi patreizējiem, rašanos. Varam pieļaut, ka minētās izmaiņas ir notikušas cilvēku skaita pieauguma un saimnieciskās darbības ietekmē.

Lai kā arī nebūtu, var pietiekoši pārliecināti uzskatīt, ka dabas norišu un cilvēka darbības ietekmē, meži jau kopš to attīstības pirmsākumiem ir pastāvējuši līdztekus ar atklātām un daļēji atklātām teritorijām. Tas apstiprina viedokli (Vera 2000), ka blīvi vienlaidus mežu masīvi ar biezu pamežu, kādi patlaban izveidojušies daudzviet Ziemeļvidzemē, tāpat kā vairumā citu Latvijas vietu, uzskatāmi par bioloģiskai daudzveidībai ne pārāk labvēlīgiem. Šādas ainavas izveidojušās tāpēc, ka ekosistēmā ir pārāk maz meža attīstības dabisko traucējumu, tādu kā lielie zālēdāji (Pasaules Dabas Fonds, 2004). Mazāka par optimālo ir arī ar šādu mežu estētiskā un rekreācijas vērtība. Vairumā meža tipu saimnieciskie meži ir grūti caurejami un caurskatāmi un noder galvenokārt koksnes ražošanai. Līdzīgas problēmas nav tikai Latvijā, jo „patlaban gandrīz visā Eiropā meža attīstība sākas ar koku pioniersugu dzinumu savairošanos un noslēdzas ar biezu un tumšu apmežotu platību rašanos” (Pasaules Dabas Fonds, 2004).

Runājot par lauksaimniecības zemēm, F.Vera kritizē pastāvošās ilūzijas, ka lauksaimniecība kalpo dabas daudzveidības saglabāšanai, minot, ka laikposmā no 1932. līdz 1984. gadam Anglijā un Velsā lopkopības fermu pārziņā esošo bioloģiski vērtīgo pļavu platības ir samazinājušās no 7,2 uz 0,6 miljoniem hektāru (vairāk kā par 90%). Līdzīga vai pat lielāka vērtīgo dabas teritoriju samazināšanās ir vērojama visās Eiropas Savienības valstīs (Vera 2000).

J.Vlasakers, kas kā eksperts apmeklēja Ziemeļvidzemi 2003. gadā, nosauc divus iespējamus ceļus kā veicināt bioloģisko daudzveidību, pasargāt atklātās platības no aizaugšanas un atgriezt mežu teritorijas bioloģiski labvēlīgākā stāvoklī (Vlasakker, 2003):

- 1) Dabīgā noganīšana, gan ar tradicionālo savvaļas dzīvnieku (briežu, aļņu, stirnu) palīdzību, gan izmantojot savvaļas apstākļos izmitinātus lielos zālēdājus – taurgovis (*Heck* šķirnes govīs; angļiski – *aurox*, Vlasakker, 2005) un tarpānus (*Konik polski* šķirnes zirgus);
- 2) „Flaksfīldas elastīgā dabīgā sabiedriskā noganīšana”, ar to saprotot vietēju kooperatīvu izveidi, kas organizē mājlopu (galvenokārt gaļas lopu) ganīšanu plašākā teritorijā ar ganu palīdzību. Saprātīgi organizēta šāda noganīšana varētu būt dabas daudzveidībai tik pat labvēlīga, kā dabīgā noganīšana, turklāt nesot nozīmīgus ienākumus vietējiem iedzīvotājiem, jo tiktu saražota augstas kvalitātes gaļa.

Diemžēl otrais piedāvājums ir saistīts ar zināmu organizatorisko darbu, ieguldījumiem un risku, un tāpēc vēl nevienā Ziemeļvidzemes teritorijā nav sāks.

Turpmākais raksts veltīts dabīgās noganīšanas pieredzei izmantojot tarpānus un taurgovis divās Ziemeļvidzemes teritorijās.

2. Teritorija

2.1. Vispārējs raksturojums

Abas noganīšanas teritorijas atrodas Rūjienas novadā un ietver gan pļavu, gan mežu biotopus.

2.1.1. Teritorija Udzēni.

Atrodas, Naukšēnu pagasta ziemeļdaļā, pie Igaunijas robežas. Tā ir pārejas josla no Ziemeļvidzemes (Tālavas) zemienes uz Sakalas augstieni. Pēdējā apledojuma veidots lēzeni sīkpaugurainais (drumlinveida) reljefs apraujas pie 10-15m dziļas, plašas subglaciālās ielejas. Mūsu 2003. gadā veiktā izpēte (Ozols, Ozola, 2003, nepubl. mat.) parādīja, ka uz mālaines smilts un mālsmilts cilmiežiem ir izveidojušās velēnu podzolētās augsnes ar nelielu glejoto un velēnu gleja augšņu daļu. Konstatētas arī podzolētās augsnes – galvenokārt uz nelieliem smilšu pauguriem ar mežu klātajā teritorijas daļā. Lauksaimnieciski apstrādāto zemju platībā, vairāk teritorijas Z daļā reljefa pacēlumos ir attīstījusies augsnes erozija, acīmredzot kā augsnes virskārtas noāršana.

Udzēnu teritorija ietilpst ZBR ainavu aizsardzības zonā un ir īpaša ar to, ka te nav tikusi veikta lielā masveida meliorācija, kas daudzas teritorijas Ziemeļvidzemē ir degradējusi ainavas un dabas vērtību ziņā. Līdz ar to ir saglabājusies vēl pagājušā gadsimta pirmajai pusei raksturīgā maza mēroga mozaīkveida ainava ar 2-10 ha lielām pļavām, sekliem, rokām raktiem grāvjiem, kas

apauguši ar dažu metru platu krūmāju joslu, un mežu platībām, joslām un puduriem, kas ieskauj un nodala atklātās teritorijas.

Teritorijas īpatnība ir akmeņu krāvumi – 0,8-1,2m platas vidēji lielu laukakmeņu rindas, kas iezīmē kādreizējās, aptuveni 80 gadus vecas un senākas, lauku-mežu robežas. Akmeņu krāvumi ir galvenā liecība tam, ka senais platību izvietojums ir lielā mērā saglabājies līdz mūsu dienām. Teritorijas pļavas lielākajā daļā platību ir bijušas kultivētas ar lielu kamolzāles (*Dactylis glomerata*; nevienmērīgi – dienviddaļā vairāk par 20%), timotiņa (*Phleum sp*; vidēji 15-20%) īpatsvaru. Ievērojams ruderālo sugu īpatsvars. Piemēram, tūruma usne (*Cirsium arvense*), lielākajā daļā platību veido 5-20% noseğuma. Patlaban pļavas atrodas pārejas stadijā uz mēreni mitrām atmatu pļavām, kā arī aizaug ar kokaģiem.

Noganīšanas teritorijas kopplatība ir aptuveni 40 ha.

2.1.2. Teritorija Jungas.

Atrodas, Naukšēnu pagasta dienviddaļā un daļēji – Jeru pagastā. Šī ir Burtnieku drumlinu lauka austrumu mala. Reljefs – drumlinu pauguri un ielejveida paze-

minājumi, osu pauguru virkne. Lielāko pusi no teritorijas aizņem daudzveidīgi meži. Daļā pazeminājumu izvietojušies zemā un pārejas tipa purvi, ko lielākoties klāj mežaudzes. Vecsaimniecības parkā (ēkas nav saglabājušās) atrodas 4 valsts nozīmes dižkoki (parastās liepas *Tilia cordata* un parastais ozols), tajā mitinās melnās dzilnas (*Dryocopus martius*) un meža pūces (*Strix aluco*).

Atbilstoši Latvijas biotopu klasifikatoram (Kabucis, 2001) lielāko daļu pļavu varētu uzskatīt par mēreni mitrām, galvenokārt atmatu pļavām. Tās ir platības, kur vēl pirms 15 gadiem atradās tūrumi, un kurās lielo zālēdāju ietekmē varētu palielināties bioloģiskā daudzveidība. Interesanti, ka atsevišķos šo pļavu iecirkņos kā pionieraugi masveidīgi (vairāki simti augu) aug vismaz divu sugu dzegužpirkstītes (*Dactylorchiza sp*).

Lielākā sugu daudzveidība ir mitrajās pļavās ar mainīgu mitruma režīmu teritorijas austrumu daļā. Tās daļēji ir uz kūdras, daļēji mālsmilts cilmieža, pārskatāmā pagātnē nav tikušas uzartas, līdz 90-0 gadu vidum regulāri pļautas. Sugu daudzveidību pļavās nosaka mitrums, kūdras auglīgums, kaļķaino



1. attēls. Jungu noganīšanas teritorija. Mitrās pļavas uz kūdras cilmieža. Priekšplānā – meliorācijas grāvis – lopu dzeršanas vieta.

Figure 1. Grazing territory “Jungas” in moist grasslands on peat parent soil. In foreground – Drainage ditch used as drinking place by cattle.

1. tabula. Noganīšana Udzēnu teritorijā.

Table 1. Grazing intensity interterritory "Udzeni"

Periods	Dzīvnieki	Skaits
2003./2004. gadā	zirgi	6
2004./2005. gadā	zirgi	3
2005./2006. gadā	zirgs	1
no 2006. gada augusta nogales, aptuveni pusotru mēnesi	gaļas/piena govīs ar teļiem	43

gruntsūdeņu pieplūde. Te minamas neielabotu pļavu indikatoraugi – Eiropas saulpurene (*Trollius europaeus*), ziemeļu madara (*Galium boreale*), purva gandrēne (*Geranium palustre*), parastais vizulis (*Briza media*), plankumainā dzeguzpīrkstīte (*Dactylorhiza maculata*), kā atsevišķi eksemplāri arī – pļavas vilkmēle (*Succisa pratensis*) un zaļziedu naktsvijole (*Platanthera chlorantha*). Gar grāvju malām aug bezdelīgactiņas (*Primula farinosa*).

Raksturīgas sugas ir pļavas lapsaste (*Alopecurus pratensis*), parastā vīgrīze (*Filipendula ulmaria*), dzeltenais saulkrēsliņš (*Thalictrum flavum*), dažādlapu dadzis (*Cirsium heterophyllum*), purva dadzis (*Cirsium palustre*), bagātīgas vītola staģes (*Inula salicina*) audzes. Mitrās pļavas kopumā aizņem aptuveni 8 ha, bet bioloģiskā daudzveidība tajās ir krasi mainīga, un tikai aptuveni 1/3 uzskatāmas par bioloģiski vērtīgām. Aptuveni tāds pat daudzums uzskatāms par ruderalizētām pļavām ar nelielu sugu skaitu. Šādās vietās aug meža suņburkšķis (*Anthriscus sylvestris*), podagras gārša (*Aegopodium podagraria*), ciesa (*Calamagrostis sp.*), lielā nātre (*Urtica dioica*).

Pļavās bieži uzturas rubeņi (*Tetrao tetrix*), barojas mazais ērglis (*Aquila pomarina*), dzērves (*Grus grus*), ligzdo ķīvītes (*Vanellus vanellus*). Teritorijā no lielajiem zīdītājiem 2005. gadā konstatēts lācis (*Ursus arctos*), nereti novēroti aļņi (*Alces alces*), daudz mežacūku (*Sus scrofa*), stirnu (*Capreolus capreolus*), lapsu (*Vulpes vulpes*), apkārtņē novēroti un nomedīti vilki (*Canis lupus*), ir arī bebraine, mežā – vāveres (*Sciurus vulgaris*).

Teritoriju šķērso meliorācijas pārveidotas ūdenstece – Oļas upīte (augštece), un Jungas grāvis. Daļa

pļavu ir meliorētas ar vaļējā un slēgtā tipa drenāžu (1. att.). Mežu daļā saglabājušās pagājušā gs. sākuma grāvju sistēmas paliekas un 20. gs. 60.-ajos gados kūdras ieguvē izveidojušies dīķi. Noganīšanas teritorijas platība ir aptuveni 130 ha, tā apjosta ar 3 un 4 kārtu dzeloņstieplu aploku. Teritorijas vidusdaļā ir divi 0,5 ha lieli ābeļdārzi, kas apjosti ar divās kārtās novilkām dzeloņstieplēm.

2.2. Apsaimniekošanas vēsture

Abu teritoriju gadījumos ir noslēgti 5 pušu līgumi (apsaimniekotāji, PDF, Naukšēnu pagasta pašvaldība, Rūjienas Tūrisma informācijas centrs un ZBR administrācija) par sadarbību noganīšanas projektu realizācijā. ZBR veic teritoriju veģetācijas un ainavu monitoringu.

2.2.1. Udzēnu teritorijā.

Plašākā no pļavām (nogabals P1) lielākajā daļā no tās platības tiek regulāri pļauta. Pārējās pļavas nav tikušas pļautas kopš 90.-o gadu nogales. Blakus teritorijai atrodas viesu māja un zivju dīķi, kas nozīmē pastāvīgu tūristu pieplūdumu šai vietā. Teritorijas noganīšana ar savvaļas zirgiem-tarpāniem uzsākta 2003. gadā (1. tabula).

Zirgi teritorijā netika piebaroti, kas arī nebija nepieciešams, jo novērojot dzīvniekus 2005. gada pavasarī, tie ārēji bija labā fiziskā stāvoklī. 2004. un 2005. gadā vasaras sākumā zirgi pakāpeniski aizgāja bojā, izņemot vienu ērzeli, kas vēlāk tika pārvests uz Jungu noganīšanas teritoriju. Zirgu bojāejas iemesli paliek neizskaidroti, jo veterinārārsts mirušo dzīvnieku izmeklēšanai netika pieaicināts.

2. tabula. Noganīšana Jungu teritorijā.

Table 2. Grazing intensity in territory "Jungas"

Periods	Taur-govīs	Zirgi-tarpāni	Piebarošana
no 2006. gada 10. augusta	5		neliela, ar sienu, 2006./2007. gada ziemā
no 2007. gada aprīļa	6		
no 2007. gada maija	6	1	
no 2007. gada decembra	6	5	
no 2008. gada februāra	7	5	ļoti neliela, neregulāra (aukstākajos brīžos) ar sienu no februāra beigām

3. tabula. **Noganišanā iesaistīto pušu intereses.**

Table 3. Interests of stakeholders involved in grazing

Iesaistītā puse	Intereses
PDF	Ieviest tarpānus un taurgovis Latvijā kā savvaļas dabas sastāvdaļu. Izvirzot nosacījumu par monitoringa veikšanu, PDF iegūst pieredzi par noganīšanas ietekmi uz vidi.
Udzēnu īpašnieki un apsaimniekotāji	Lauku tūrismā iegūt vēl vienu nozīmīgu tūristu piesaistes objektu.
Naukšēnu pašvaldība	Veicināt ekonomiskas aktivitātes, tūristu piesaisti teritorijai un vairot teritorijas atpazīstamību.
Rūjienas TIC	Veicināt tūristu piesaisti teritorijai un vairot teritorijas atpazīstamību.
ZBR administrācija	Būt klāt jaunu teritorijas apsaimniekošanas veidu izmēģināšanā un ieviešanā un iegūt vērtīgu pieredzi.
Jungu īpašnieks	Veidot bioloģiski daudzveidīgu un cilvēkiem patīkamu vidi, izmantot to tūristu piesaistei un ekotūrisma piedāvājuma veidošanai.

2.2.2. Jungu teritorijā.

Daļa tagadējo pļavu 90-o gadu sākumā vēl tika izmantotas kā tīrumi, bet zemākajās vietās tās tika regulāri pļautas. Pēc tam 10 gadus pļavas tika neregulāri pļautas, kā arī atsevišķos gados palika nepļautas.

Dati par noganīšanu un piebarošanu apkopoti 2. tabulā. Tā kā ar nelielu dzīvnieku skaitu vēl nebija iespējams optimāli noganīt visu teritoriju, kā arī, lai sagatavotu barību ziemai, 2006. un 2007. gadā aptuveni puse pļavu tika nopļauta. 2006. gadā tika ierobežoti pļavās veidoties sākušie bērzu, baltalkšņu un kārkļu puduri, izpļaujot ar krūmgriezi. Spriežot pēc dzīvnieku uzvedības 2006./2007. gada maigajā ziemā, kad vienu mēnesi bija pastāvīgs sals un sniega sega, piebarošana tiem bija nepieciešama.

Gar un cauri noganīšanas teritorijai iet dabas taka, kas pastāv kopš 1995. gada. No 2007. gada ar ZBR un ANO attīstības programmas Mazo grantu atbalstu tika izveidots piedāvājums – ekskursija noganīšanas teritorijā ar informāciju par dabu un noganīšanas ietekmi.

2.3. Izvirzītie mērķi

Joep van de Vlasakker (2003) novērtējot lielo zālēdāju iespējamo nozīmību, nosauc tos par ainavas menedžeriem, īpaši uzsverot to nozīmi bioloģiskās daudzveidības palielināšanā un nodrošināšanā. Noganīšanā iesaistīto pušu intereses apkopotas 3. tabulā.

3. Monitoringa metodika

3.1. Udzēni

Udzēnu teritorijā augāja un ainavu monitorings tika uzsākts 2003. gadā. Galvenais monitoringa mērķis ir noskaidrot noganīšanas ietekmi uz teritorijas biotopiem un ainavu.

Monitoringu (Ozols, Ozola 2003, nepubl. mat.) veicām pēc vienkāršas metodikas, ko izstrādājām ņemot vērā monitoringa pieredzi Abavas senlejā (Jermacāne,

Kabucis, Sinkevičs 2002), kā arī konkrētās teritorijas īpatnības (lielums, biotopu daudzskaitlība).

Pirmā gada pamatuzdevums bija dokumentāli fiksēt situāciju, lai turpmāk būtu iespējams vērot izmaiņas.

Pētījumā iekļāvām augšņu cilmiežu un augšņu izpēti un atbilstošu karšu mērogā 1:10 000 sastādīšanu, lai skaidrāk izprastu biotopu un ainavu izvietojuma likumsakarības.

Pēc pazīmju kompleksa visa noganīšanas teritorija tika sadalīta 33 biotopu-ainavu vienībās (10 pļavu nogabali un 23 nogabali mežos). Kā viens no galvenajiem izdalīšanas kritērijiem bija tieši ainaviskais moments – vizuālā vienotība un viendabīgums, it sevišķi atklātajās ainavās – pļavās. Mežā noteicošais nogabalu izdalīšanā bija valdošā koku stāva raksturojums.

Pļavu nogabalu izpēte notika parauglaukumos un pārstaigājot maršrutos.

2x2m lielos parauglaukumos, pa vienam katrā pļavu nogabalā, tika rūpīgi uzskaitīti visi augu taksoni, novērtējot to nosegtu daļu procentos. Augi, kuru bija maz, tika atzīmēti pēc skaita. Parauglaukumi ir fiksēti dabā, lai turpmākajos gados pie tiem varētu atgriezties – 0,5m uz ZR no katra parauglaukuma ZR stūra zemē ierakts neliels laukakmens ar uzkrāsotu marķējumu. Iezīmētais akmens ar attālumu un azimutu piesaistīts pie zīmīga orientiera pļavas malā.

Notika visu pļavu izpēte, maršrutos tās detāli izstaigājot un uzskaitot visus konstatētos augu taksonus, un, atkarībā no sastopamības biežuma, piešķirot tiem punktus –

- 3 – dominējošs vai ļoti bieži sastopams;
- 2 – diezgan biežs, nerets;
- 1 – tikai atsevišķi eksemplāri vai nelielas izolētas grupas, puduri.

Dominējošajiem augiem novērtēta to nosegtā nogabala daļa procentos – tā, lai dominējošo summa kopā dotu 100%. Biotopu vienības raksturotas īsā tekstā. Katrai konstatētajai pļavu augu sugai sastādīta shēma, ar apzīmējumiem (krāsojumu) attēlojot tās izplatību.

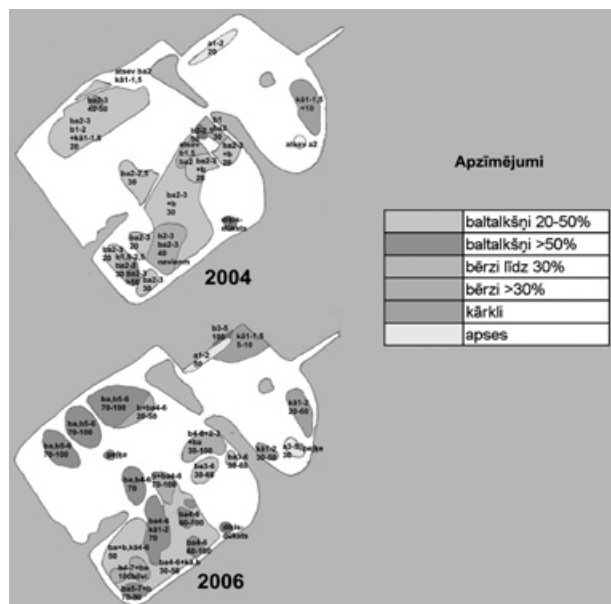
Monitoringa uzsākšanas brīdī mums vēl nebija pieejama unificētā pļavu veģetācijas monitoringa metodika (Latvijas Vides aģentūra, 2003). Mūsu izstrādātā ir pietiekoši tuva unificētajai, un veicot atkārtotu monitoringu ar unificētās metodikas palīdzību varēs iegūt salīdzināmus rezultātus.

Mežu veģetācijas izpēte tika veikta četros augstuma līmeņos – lielie koki (>12m), 2. stāva koki (4-12m), krūmi (līdz 4m), zemsedzes augi (lakstaugi, zāļaugi, puskrūmi). Koku I stāva sastāvs fiksēts desmitdaļās, atbilstoši mežkopībā pieņemtajai praksei – gan pēc taksonomiskās piederības, gan vecuma, bet II stāvs un krūmi – procentos. Zemsedzes augi tika uzskaitīti tāpat kā pļāvās, tikai netika veidoti parauglaukumi.

Lai arī meži no teritorijas aizņem tikai apmēram 1/3 daļu, tomēr to daudzveidība, savienojumā ar grūtu pārskatāmību, padarīja mežu izpēti ļoti darbietilpīgu.

Fotomonitorings tika uzsākts, lai fiksētu aprakstam grūti padodošos robežjoslu stāvokli. Atšķirībā no biotopiem, katra ainava (elementārainava) ietver sevī arī robežjoslu, pa kuru tā robežojas ar blakus esošo vienību – mežmalu, krūmu joslu gar grāvi u.tml. Robežjoslas paliek ārpus izdalītajiem nogabaliem kā 2-3m (mežu-pļavu robežā) līdz 5-15m (gar grāvjiem) platas joslas ar ļoti lielu augu valsts daudzveidību un ievērojamu mainību nelielā attālumā.

Robežjoslas, kā arī izdalītie nogabali darbu gaitā tika fiksēti fotogrāfijās – 2003., 2004. un 2006. gadā, katru gadu aptuveni 100 fotogrāfijas no 80 skatupunktiem.



2. attēls. Atsevišķu pļavu aizauguma raksturs Udzēnu teritorijā. Saīsinātajā pierakstā – aizauguma kokaugu taksonomiskā piederība, augstums un noseģuma procenti. (Skatīt 17 krāsaino attēlu ielikumā)
Figure 2. Pattern of grassand overgrowing in territory “Udzēni”. (See colour plate 17)

Ņemot vērā pirmā pētījuma gada pieredzi, saprātām, ka visdinamiskākie procesi – izmaiņas pļavu aizaugumā ar kokiem un krūmiem – notiek tieši ainavas līmenī. Tāpēc ļoti būtiski ir koncentrēt uzmanību uz teritorijas ainavas izmaiņām, galvenokārt aizaugšanu ar krūmiem un kokiem.

Gan 2004., gan 2006. gadā veicām pļavu aizauguma shematisku kartēšanu ar lauka maršrutu palīdzību – pārstaigājot pļavas un ieskicējot izveidojušās koku un krūmu nogabalu un klajumu robežas, par pamatu izmantojot aerofotogrāfijas.

Kamerālos apstākļos izdalītie nogabali tika attēloti shēmās. Shēmās pļavu nogabali ietonēti atbilstoši aizaugumā dominējošajai kokaugu sugai un dots īss to raksturojums – sugu sastāvs, vidējais augstums un noseģuma procents (2. att.).

Sakarā ar finansējuma un kapacitātes trūkumu, veģetācijas monitoringa turpinājums ir atlikts uz noteiktu laiku.

3.2. Jungas

Ainavu monitoringa Jēču-Jungu dabīgās noganīšanas teritorijā tika uzsākts 2006. gadā.

Pētījuma galvenais mērķis bija fiksēt noganāmo pļavu un mežu biotopu sākotnējo stāvokli. Tas sastāvēja no 2 veidu darbiem:

1. biotopu shematiskas kartēšanas
2. fotomonitoringa

Biotopu vienības tika kartētas lauka maršrutos – pārstaigājot teritoriju un ieskicējot nogabalu robežas. Biotopi ir īsi raksturoti. Izdalītie nogabali attēloti shematiskās kartēs uz aerofotogrāfijas pamata mērogā 1:10 000.

Fotografēšana tika veikta 2006. gada oktobrī. Uzņemtas aptuveni 270 fotogrāfijas no kopskaitā 88 skatupunktiem lielākajā daļā izdalīto nogabalu. Skatupunkti fiksēti kartēs. Darba pieredze rāda, ka fotogrāfiju failus ērti ir numurēt atbilstoši fotopunktu kartei. Katra faila nosaukumā aiz fotopunkta kārtas numura ietvertam fotografēšanas virzienu – kā azimutu (grādos, noapaļojot līdz veseliem desmitiem, bez pēdējā cipara). Piemēram, Nr. 123-7 nozīmē, ka fotografēts no 123. punkta 70 grādu virzienā.

4. Monitoringa rezultāti un novērojumi

Monitoringa rezultāti apkopoti pārskatos (Ozols, Ozola, 2003, Ozols 2006 a, b).

4.1. Udzēni

Ainavu monitoringā konstatēta krasa pļavu aizauguma palielināšanās laikā no 2004. līdz 2006. gadam (2.att., 4. tabula).

4. tabula. Pļavu aizaugums Udzēnu teritorijā.

Table 4. Overgrowing of grasslands in territory “Udzeni”

Novērojumu gads	Vidējais augstums			Aizaugusī pļavu daļa, %	Nosegumsaizaugušās daļas ietvaros, %
	kārkli	baltalkšņi	bērzi		
2004.	1-2	2-3	1,5-2	aptuveni 30	30-40
2006.	3-4	5-6	4-6	aptuveni 50	70-100

Atšķirībā no 4. tabulā ietvertajiem kokaugiem, ap- sēm varēja konstatēt būtisku dzīvnieku postījumu ietekmi. Tā vienā no diviem apšu izplatības laukumiem kociņu vidējais augstums (1-2m) divu gadu laikā nebija palielinājies. Pieaudzis bija tikai nosegums – no 20 uz 50%. Otrā laukumā bija pieaudzis arī apšu augstums – no 2m uz 3-5m.

Sugu sastāva izmaiņas aizaugumā bija gandrīz neievērojamas, iespējams, ka ar ļoti nelielu baltalkšņu īpatsvara pieaugumu, salīdzinot ar kārklu un bērzu sugām.

Fotomonitoringā, salīdzinot 2003. un 2004. gada uzņēmumus, neparādījās būtiskas atšķirības. Savukārt

2006. gada fotogrāfijās, kas ietvēra no aizauguma brī- vās pļavu daļas, redzams, ka zālāja virsas struktūra ir krasi mainījusies. Tā 2003. gada vienlaidus zelmeņa vietā 2006. gadā redzama pārsvarā īsi noganīta virsma ar mazāku daļu neaiztīktu zāles kušķu (3. att.). Novērojamas iebrādātas pastāvīgas lopu takas (4. att.).

2003. gadā pēc ganībās pavadītajiem nepilniem 2 mēnešiem 6 zirgi bija labi apguvuši visu iežogoto platību. 2 zirgu grupas (pa trim zirgiem) pārsvarā uzturējās pļavās, un bija ievērojami izbradājušas līdz tam ar garo zāli aizaugušo (timotiņš, kamolzāle) pļavu. Mežos praktiski visā to platībā veidojās iestaigātas taciņas,



3. attēls. Noganišanas iespaids Udzēnu teritorijā. 2003. un 2006. gada fotogrāfijas. (Skatīt 18. krāsaino attēlu ielikumā)
Figure 3. Impact of overgrowing in territory “Udzeni”. Photos taken in 2003 and 2006. (See colour plate 18)



4. attēls. Lopu taku izveidošanās Udzēnu teritorijā. 2003. un 2006. gada fotogrāfijas. (Skatīt 19. krāsaino attēlu ielikumā)
Figure 4. Forming of cattle trails in territory “Udzeni”. Photos taken in 2003 and 2006. (See colour plate 19)

tika izbrādātas slapjās vietās. Visvairāk ietekmētas izskatījās robežjoslas – gar mežmalām, gar grāvjiem, kur līdz tam bija augsta vienlaidus augsto lakstaugu audze (tīruma usne, gārša, sunburkšķis), veidojās pilnīgi nobradātas joslas. Šīs vietas zirgi acīmredzot izmantoja, lai glābtos no knišļiem, lai pārietu no vienas pļavas uz otru, kā arī lai slēptos.

2006. gadā minētais govju ganāmpulks, kas noganīšanas platībā atradās tikai pusotru mēnesi, paspēja apēst praktiski visu liekās zāles daudzumu – nosacīti līdz nopļautas pļavas apjomam, un pļāvās saaugušajos krūmājos iestaigāt blīvu taku tīklu (3.,4. att.). Lielā mērā noēsta vai nobradāta tika arī pērnā kūla.

Izņēmums ir teritorijas ziemeļrietumu gals, kur divās pļāvās daļēji saglabājās kūla un zāle bija noēsta par 30% mazāk intensīvi.

2006. gada rudenī aptuveni 50% pļavu teritoriju jau bija lielā mērā aizaugušas ar jauniem kokiem un krūmiem, kas, neveicot īpašus pasākumus, turpinās pārņemt teritoriju (2. att., 4. tabula).

Lielie zālēdāji būtiski ietekmē tikai sīkos dzinumus līdz 1-1.5m augstumam. Galvenokārt tiek apkostas galotnes kārkliem. Tomēr novērojams, ka savulaik zirgu apkostās kārkļu galotnes ir ataugušas. Novērota zaru apgraušana arī eglītēm. Atsevišķus augstākus kociņus

dzīvnieki nolauž un nograuž zarus, bet kopumā aizaugošā teritorijā šie postījumi ir nenozīmīgi un vietās, kur krūmi jau paspējuši sasniegt 1-1,5m augstumu, neietekmē pļavu aizaugšanu.

2003. un 2004. gados vairākkārt izdevās novērot vecākos zirga mēšlos sadīgušus graudzāļu asnus (5. att.). Tas liecina, ka zāļu sēklas, izejot caur zirga barības traktu, nezaudē savu dīgtspēju, un šādi graudzāļu sugas var ārkārtīgi strauji izplatīties.

4.2. Jungas

Fotomonitorings tika uzsākts 2006. gadā un tiks atkārtots 2008. gadā. Udzēnu pieredze parādīja, ka viena gada laikā neliels lopu skaits teritorijā nerada būtiskas ainavas izmaiņas, tāpēc nav racionāli veikt fotomonitoringu katru gadu.

Nedaudz vairāk kā vienā gadā kopš noganīšanas uzsākšanas taurgovis no kopējās 130 ha lielās iežogotās teritorijas ir apguvušas atklātās teritorijas un skrajo 12–15 gadus jauno parkveida mežu, kas pats ieaudzis (bērzi, baltalkšņi, pūpolvītoli) vai arī ticis stādīts (priedes, egles, ozoli) bijušajās lauksaimniecības zemēs. Vecākās mežaudzēs lopi dziļi neieiet, bet izmanto malas joslu līdz 50-100 metriem kā slēptuvi no nelabvēlīgiem laika apstākļiem un asinssūcējiem kukaiņiem.



5. attēls. Graudzāļu asni sadīguši zirga mēšlos. Udzēni, 2004.gads.
Figure 5. Grass sprouts in horse droppings. “Udzēni”, 2004.

Dzīvnieki labprātāk kā slēptuvi izmanto neliela vecuma baltalkšņu audzes, bet blīvi saaugušajā ievu pamežā pārvietojas galvenokārt pa jau esošām ceļu vietām. Īpaši taurgovīm patīk uzturēties pļavās zem atsevišķiem lieliem ozoliem, kā arī vecsaimniecības parkā zem ošiem un ozoliem un vecajām parkmalas eglēm. Lai arī kopējo pļavu aizaugšanu nelielais dzīvnieku skaits (monitoringa veikšanas laikā – 6 taurgovis un 1 tarpāns) nespēj aizkavēt, tomēr zināma ietekme ir novērojama. Krūmu un koku aizaugumā ir iestaigāts taciņu tīklojums, kas teritoriju noteiktā veidā sastrukturē. Ziemas periodā praktiski visiem pļavās augošajiem kārklēm tika nograuzti tievākie zaru gali. Pirms noganīšanas pastāvēja cerības, ka taurgovis varētu apgrauzt avenājus mežmalās un ar pļavu robežojošajā izcirtumā. Tomēr avenāju ēšana līdz šim nav novērota. Taurgovis nelabprāt iet liela auguma ruderālo lakstaugu audzēs ar ievērojamu lielo nātru īpatsvaru.

Bargākajā ziemas laikā dzīvniekiem, iespējams, ir problēmas atrast dzeramo ūdeni, jo teritorijā ūdeņi ir lēni tekoši vai stāvoši, un salā aizsalst ar biezu ledus kārtu. Novērojām, kā taurgovis, lai dabūtu ūdeni, stāigāja pa seklāko grāvju ledu, kas zem sniega segas un zālaugiem cauraudzis bija plānāks, līdz ledus ielūza un dzīvnieki varēja padzerties.

Lielie zālēdāji ir grūti savienojami ar auglīkopību. Dzīvniekiem ļoti garšo āboli, un tie pamanās caur dzeloņstieplēm ielīst dārzā, kur lielākajām ābelēm aplauž zemākos zarus, bet tievākos kociņus nolauž pavisam. Tāpat cieš pļavā izklaidus augošie jaunkociņi, galvenokārt bērziņi. Līdzīgā veidā dzīvnieki izgāž un nolauž dabas takas standus un norādes.

5. Diskusija

Protams, ka nevar tieši un nekritiski uz Latviju attiecināt teorijas par ainavas attīstību lielo zālēdāju iespaidā, kas izstrādātas Rietumu un Centrālajā Eiropā. Kaut vai tāpēc, ka Latvijas apstākļos nav krūmu sugas, kas tieši pildītu ērkšķu plūmes funkciju ainavas attīstības ciklā. Kā liecina mūsu novērojumi, daļēji to veic mazākā auguma kārklu sugas (*Salix sp*), daļēji – egles (*Picea abies*) paauga, retāk – kadiķi (*Juniperus communis*). No otras puses, auglīgākajās zemēs, kas tiek regulāri mežacūku uzraktas, strauji sējas lielāka auguma kārklu sugas, baltalkšņi (*Alnus incana*) un bērzu sugas (*Betula sp*), kas nepietiekama lielo zālēdāju blīvuma gadījumā ātri noved pie sekundāra meža izveidošanās. Šādā gadījumā tikai cilvēka iejaukšanās (jauno kokaugu dzinumu izpļaušana, sastāva kopšana) apvienojumā ar noganīšanu var saglabāt teritorijas atklāto raksturu un virzīt to parkveida ainavas attīstības virzienā.

Protams, tīri teorētiski ir iespējams saglabāt atklātas ainavas arī bez lielo zālēdāju klātbūtnes. Piemēram, 2002. gadā Vācijā, Ronas Biosfēras rezervātā, ir kalnu pļavas, kas no aizaugšanas tiek pasargātas maksājot

vietējiem zemniekiem par to izpļaušanu – 500 eiro par vienreizēju viena hektāra nopļaušanu un siena aizvākšanu. Šāds risinājums Latvijas apstākļos nav iespējams un padara pļavu apsaimniekošanu pilnībā atkarīgu no maksājumiem.

Udzēnu teritorijā, kur pļavas jau ir ļoti lielā mērā aizaugušas, tās, kā atklātas teritorijas, varētu saglabāt, kombinējot krūmu un koku nozāģēšanu (ar krūmgriezi pēc iespējas tuvu zemes virsmai) ar sekojošu intensīvu noganīšanu vasaras periodā, izmantojot labvēlīgo situāciju, ka kaimiņu saimniecībā ir lopu ferma.

Ņemot vērā novēroto noganīšanas intensitāti, varam izteikt pieņēmumu, ka teritoriju ainavas saglabāšanai un optimālai bioloģiskajai daudzveidībai dabīgās noganīšanas situācijā varētu būt 2-3 taurgovis, ieskaitot jaunlopus, uz 10 ha atklātas platības. Ja tie būtu tarpāni – tad, iespējams, par 1/3 lielāks dzīvnieku skaits.

Optimāli būtu, ja dzīvnieku daudzumu varētu varēt. Sākot noganīšanu, kamēr nav sasniegts vēlamais ainavas stāvoklis, dzīvnieku skaits varētu būt lielāks, bet stāvokļa uzturēšanai – mazāks. Tomēr praktiski šāds modelis ir grūti realizējams.

Krūmu ciršana un pļaušana izlases veidā nelielos apjomos nepieciešama arī optimālas noganīšanas gadījumā.

Jungu noganīšanas teritorijā mums šķiet diezgan nozīmīgi veikt apsaimniekošanu tā, lai realizējot minētos mērķus (teritorijas ar augstām bioloģiskajām un estētiskajām kvalitātēm izveide) apsaimniekošana tomēr nenestu zaudējumus.

Problēma ir, ka likumdošana paredz tikai lauksaimniecības vai meža zemju, bet neparedz parkveida ainavas statusu. Līdz ar to nav iespējams likumīgi izveidot lauces meža teritorijā vai radīt parkveida situāciju lauksaimniecības zemēs.

Atbilstoši Meža likuma 3. pantam „mežs ir ekosistēma visās tā attīstības stadijās, un tajā dominē koki, kuru augstums konkrētajā vietā var sasniegt vismaz septiņus metrus un kuru pašreizējā vai potenciālā vainagu projekcija ir vismaz 20 procenti no mežaudzes aizņemtās platības”. Respektīvi, tikko lauksaimniecības zemēs, kas varētu tikt veidotas par estētiski un bioloģiski augstvērtīgu parkveida ainavu, koku augstums sasniedz 7 metrus, uz to automātiski iedarbojas visa ar mežiem saistītā smagnējā likumdošana. Piemēram, stājas spēkā prasība par kritiskā šķērslaukuma ievērošanu. Līdz ar to likumīga parkveida ainavas izveide un kopšana kļūst praktiski neiespējama.

Literatūra

- Danilāns I., 1973. Holocēna stratigrāfija. Grāmatā: Latvijas kvartāra nogulumi (krievu val). R., 121.-133. lpp.
- Eberhards G., Kalniņa L., Zagorska I., 2003. Senais Burtnieku ezers un akmens laikmeta apdzīvotās vietas. Grāmatā: Arheoloģija un etnogrāfija. Rīga, 21. laid. 27.-40. lpp.

- Jermacāne S., Kabucis I., Sinkevičs G. 2002. Kalcifilo pļavu apsaimniekošanas un atjaunošanas monitorings Abavas ielejā. Gr. Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā (Red. O. Opermanis). DANCEE, Rīga, 19-27 lpp.
- Kabucis (red.), 2001. Latvijas Biotopi. Klasifikators (I). Rīga, Latvijas Dabas Fonds, 96 lpp.
- Latvijas Vides aģentūra, 2003. Pļavu un lauksaimniecības zemju biotopu un sugu monitoringa rokasgrāmata, 4. pielikums Latvijas Vides aģentūras direktora 12.12.2003. rīkojumam Nr.62. www.lva.gov.lv/monitor/monitorings_2.htm – 13k
- Ozols D., Ozola E., 2003. Udzēnu dabīgās noganīšanas teritorija – izpēte un monitoringa uzsākšana. Pārskats. Pasaules Dabas fonda Latvijas nodaļa.
- Ozols D., 2006. Udzēnu dabīgās noganīšanas teritorijas monitorings. Pārskats. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta administrācija.
- Ozols D., 2006. Jēču-Jungu dabīgās noganīšanas teritorijas monitorings. Pārskats. Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta administrācija.
- Pasaules Dabas Fonds, 2004. Lielo savvaļas zālēdāju dabiskā ganīšanās. 38 lpp.
- Segliņš V., 2001. Latvijas holocēna nogulumu dažādas reģionalizācijas pakāpes vidējās putekšņu diagrammas. Latvijas Universitātes 59. zinātniskā konference. Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. Rīga, Latvijas Universitāte, 143.-145. lpp.
- Straume J., Meirons Z., 1979. Kainozoja grupa. Grāmatā – Latvijas ģeoloģiskā uzbūve un derīgie izrakteņi (krievu val). Rīga, Zinātne: 258. lpp.
- Vera F.W.M., 2000. Grazing ecology and forest history. Wallingford: CABI Publishing, 506 pp.
- Van de Vlasakker-Eisenga, 2003. Pilot projects grassland management using large herbivores within NVBR. UNDP/GEF project report LAT/02/G41, Flaxfield Nature Consultancy, Merselo, The Netherlands.
- Van de Vlasakker-Eisenga, 2005. From aurochs to aurox. In: The Browser. Newsletter 2005. Large herbivore foundation, The Netherlands. pp.15-16
- Walter H., 1979. Allgemeine Geobotanik. 2. verb. Auflage, UTB Ulmer Verlag Stuttgart, 260 S; tulkojums krievu valodā: M. Mir, 1982., 264 lpp.

First Results of Natural Grazing in Two Territories in North Vidzeme Biosphere Reserve

Summary

Theoretical aspects of natural grazing are analyzed with conclusions about significant role of large herbivores within the natural history.

Experience of grazing and monitoring of two territories is described. Characteristics of both territories, grazing problems, monitoring methods, process and first results are given. The contradictions of sustainable management and legislation are emphasized. The conclusion about significant role of large herbivores as tool of development of vast biological diversity and aesthetic valuable landscape is made.

Keywords: landscape, natural grazing, monitoring, large herbivores

Mežu un slapju virsāju ar grīņa sārteni *Erica tetralix* L. eksperimentālā apsaimniekošana dabas liegumā „Sakas grīņi”

Liene Salmiņa

LU Bioloģijas institūts, Ģeobotānikas laboratorija,
Salaspils, Miera iela 3, LV – 2169; e-pasts:
lsalmina@latnet.lv

Kopsavilkums

Pirmo reizi Latvijā tika pētīta veģetācijas atjaunošanās pēc virsāju nopļaušanas, veģetācijas sukcesija grīņa tipa mežaudzē pēc koku un krūmu izciršanas un grīņa sārtenes *Erica tetralix* pavairošanas ar sēklām sekmes. Eksperimentālā apsaimniekošana veikta dabas liegumā „Sakas grīņi”. Mežaudzes reprezentē *Pinus sylvestris* – *Molinia caerulea* – *Erica tetralix* un *Pinus sylvestris* – *Calluna vulgaris* – *Erica tetralix* sabiedrību, bet virsājs – *Calluna vulgaris* – *Vaccinium vitis-idaea* – *Carex nigra* sabiedrību, kurā vietām aug *Erica tetralix*.

Pētījuma mērķis bija novērtēt nevēlamo koku un krūmu izciršanas un virsāju atjaunošanas eksperimentu rezultātus pirmajā gadā pēc pasākumu veikšanas. Tika izvirzītas sekojošas hipotēzes: 1) dominējošā *Calluna vulgaris* nopļaušana un augsnes traucējumu imitēšana sekmē grīņa sārtenes pavairošanu; 2) nopļaujot virsāju, pieaug augu sugu daudzveidība; 3) izcērtot kokus un krūmus, palielinās grīņa sārtenes projektīvais segums grīnī. Sugu sastāvs un projektīvais segums tika analizēts 24 laukumīņos mežaudzē un 12 laukumīņos virsājā pirms un pēc eksperimentālo apsaimniekošanas pasākumu veikšanas. Grīņa sārtenes projektīvais segums nepalielinājās pirmajā gadā pēc koku un krūmu izciršanas. Taču tā kā sugas fotosistēmas darbības efektivitāte izcirstajā vietā bija lielāka nekā mežaudzē, kur koki un krūmi netika izcirsti, ir pamats uzskatīt, ka sugas projektīvais segums turpmākajos gados pieaugs. Pēc koku un krūmu izciršanas ir samazinājies *Molinia caerulea* segums, kam par iemeslu var būt gan koku un krūmu izciršana, gan lielais nokrišņu daudzums reģionā 2007. gadā, jo *Molinia caerulea* segums ir samazinājies arī parauglaukumā, kurā netika izcirsti koki un krūmi. Virsāju pļaušana būtiski samazināja *Calluna vulgaris* dominanci un sugu daudzveidība virsājā nedaudz palielinājās. *Calluna vulgaris* veģetatīvā vairošanās no snaudošajiem pumpuriem un no sēklām notiek lēni. Virsāja nopļaušana un zemsedzes uzirdināšana sekmēja viršu dīgšanu, taču grīņa sārtenes dīgsti netika konstatēti. Grīņa sārtenes sēklas izdīga tikai vienā no 9 vietām, kur tās tika izsētas. Izvirzīto hipotēžu objektīvai pārbaudei nepieciešams pētījumus turpināt 2 – 3 gadus. Pētījumu rezultāti būs pamats apsaimniekošanas pasākumu izvēlei dabas liegumā „Sakas grīņi” un Grīņu dabas rezervātā.

Atslēgas vārdi: *Erica tetralix*, slapji virsāji, apsaimniekošana, sukcesija, grīnis

1. Ievads

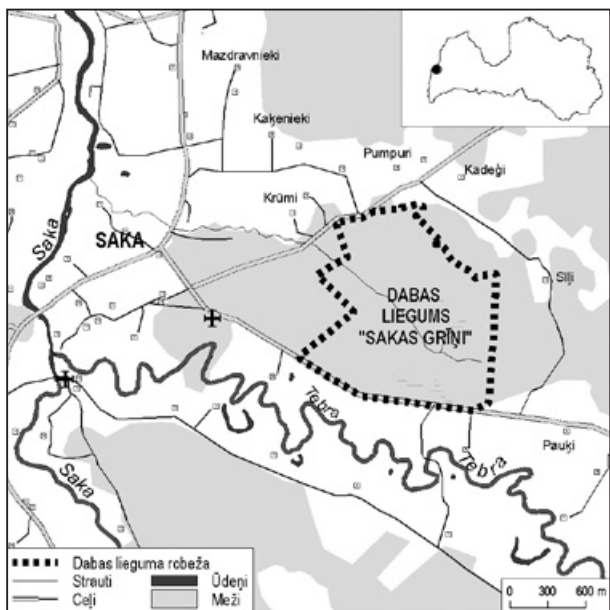
Slapji virsāji ar grīņa sārteni *Erica tetralix* ir sastopami no Spānijas līdz Zviedrijas un Norvēģijas dienvidiem (Meusel *et al.* 1965, 1978), un to izveidošanās un pastāvēšana ir saistīta ar cilvēka darbību (Gimingham 1972, Ellenberg 1996, Webb 1998 b, Symes, Day 2003). Gan sausu, gan slapju virsāju apsaimniekošana agrāk bija daļa no lauksaimniecības prakses, un tiem ir ne tikai dabas aizsardzības, bet arī kultūrvēsturiska nozīme (Webb 1998 a). Tradicionāli slapju virsāju apsaimniekošana un uzturēšana ietver galvenokārt ekstensīvu ganīšanu, regulāru mozaīkveida dedzināšanu, pļaušanu un augsnes virskārtas norakšanu dažādās proporcijās atkarībā no reģiona un vietas specifikas (Gimingham 1994, Symes, Day 2003). Visi apsaimniekošanas veidi nodrošināja barības vielām nabadzīgas ekosistēmas, atklātu virsāju, pastāvēšanu. Taču mainoties ekonomiskajiem apstākļiem, un līdz ar to arī lauksaimniecības praksei, virsāji vairs

netika apsaimniekoti. Rezultātā, palielinoties barības vielu daudzumam augsnē izzūd virsājiem raksturīgās sugas un veidojas viena vecuma sugām nabadzīgi virsāji, kas aizaug ar kokiem un krūmiem. Šo procesu, īpaši graudzāļu ieviešanos virsājos, dažviet sekmē augstais atmosfēras piesārņojums ar slāpekli (Marrs 1993, Symes, Day 2003). Pašreiz sausi un slapji virsāji kopā Rietumeiropā aizņem tikai 350 000 ha (Diamont, Webb & Degn 1996, Webb 1998b). Līdz ar to aktuāla ir virsāju atjaunošana un uzturēšana.

Latvija atrodas uz slapjo virsāju ar grīņa sārteni un arī sugas, *Erica tetralix*, izplatības areāla austrumu robežas (Meusel *et al.* 1965, 1978), un šādi virsāji sastopami tikai Sakas un Pāvilstas apkārtnē. Aptuvenā biotopa platība Latvijā ir 200 ha. Latvija uzskatāma par *Erica tetralix*, un tātad, arī virsāju ar *Erica tetralix*, izolētu atradni. Pretstatā citām valstīm, kur šis biotops pārstāv atklātu vietu ekosistēmu, Latvijā mūsdienās slapji virsāji ar grīņa sārteni ir skrajas,

galvenokārt grīņa tipa, mežaudzes, kur lakstaugu stāvā aug *Erica tetralix*. Klaji slapji virsāji ar grīņa sārteni 1930-ajos gados bija sastopami Pāvilostas un Sakas apkārtnē un to izveidošanās un pastāvēšana ir saistīta ar regulārām meždegām un ekstensīvu ganīšanu skrajās mežaudzēs uz ūdens necaurīdīgiem cilmiežiem (Gailis 1958, Laiviņa, Laiviņš 1981). Nozīmīgākās slapju virsāju platības atradās Grīņu rezervāta teritorijā, taču pēc rezervāta nodibināšanas 1936. gadā, kad tur aizliedza jebkāda veida saimniecisko darbību un pastiprināti kontrolēja ugunsdrošību, virsāji pakāpeniski ir pārvērtušies par slēgtām mežaudzēm, un pašreiz dabas rezervātā *Erica tetralix* ir reti sastopama suga. Virsāju aizaugšanu un tiem raksturīgo augu sugu izzušanu, visticamāk, ir sekmējusi arī meliorācija. Meliorācijas rezultātā, pazeminās ūdens līmenis virsajos, tiek sekmēta krūmu un koku attīstība, un slapjie virsāji pakāpeniski pārvēršas par mēreni mitrām mežaudzēm.

Visbiežāk slapjo virsāju atjaunošana notiek, izcērtot kokus un krūmus, nopļaujot vai nodedzinot virsājus un pēc tam atsākot ganīšanu. Meliorācijas ietekmētos virsajos aizdambē grāvjus (Symes, Day 2003). Koku un krūmu izciršana samazina ūdens iztvaikošanu augtenē, uzlabo gaismas apstākļus gaismas prasīgajām sugām, savukārt pļaušana sekmē viršu *Calluna vulgaris* veģetatīvo atjaunošanos no snaudošajiem pumpuriem (Mohamed, Gimingham 1970, Symes, Day 2003), kā arī sekmē sugu daudzveidības palielināšanos virsajos, radot brīvas vietas citu sugu ienākšanai līdz atkal virši sasniedz savu dominējošo vietu šajā ekosistēmā (Grime 1973, Horn 1975, Connell 1978, Huston 1979, 1994, 1999, Glenn-Lewin & van der Maarel 1992, Palmer 1994).



1.attēls. Dabas lieguma „Sakas grīņi” atrašanās vieta
Figure 1. Location of the nature reserve Sakas grīņi

1997. gada reto augu atradņu inventarizācijas laikā tika atrasta jauna bagāta *Erica tetralix* atradne Sakas apkārtnē (Laime 1997), un, atkārtoti to apsekojot 2003. un 2004. gadā, kvartālos, kur tika konstatēta vislielākā sugas koncentrācija, nodibināts dabas liegums „Sakas grīņi” 170 ha platībā. Dabas liegums „Sakas grīņi” ir labākā zināmā Eiropas Padomes Biotopu direktīvas I pielikuma biotopa 4010 *Slapji virsāji ar grīņa sārteni Erica tetralix* vieta Latvijā. 2004. gadā, pēc A/S „Latvijas Valsts meži” Dienvidkurzemes mežsaimniecības pasūtījuma, dabas liegumam izstrādāts un apstiprināts dabas aizsardzības plāns, kurā kā prioritārie pasākumi minēti pakāpeniska nevēlamo koku un krūmu izciršana un virsāju atjaunošanas eksperiments.

Ar Latvijas Vides aizsardzības fonda finansiālu atbalstu 2007. gadā realizēts projekts, kura laikā veikta augstāk minēto pasākumu efektivitātes izvērtēšana dabas liegumā „Sakas grīņi” pirmajā gadā pēc pasākumu veikšanas, kas arī ir šī pētījuma mērķis. Tika izvirzītas sekojošas hipotēzes: 1) konkurējošo sugu izvākšana no augtenes un traucējumu imitēšana sekmē grīņa sārtenes izplatību; 2) nopļaujot virsāju un aizvācot nopļauto materiālu, pieaug augu sugu daudzveidība; 3) izcērtot kokus un krūmus, palielinās grīņa sārtenes projektīvais segums.

2. Materiāls un metode

2.1. Pētījumu vietas apraksts

Pētījumu vieta, dabas liegums „Sakas grīņi”, atrodas Piemares līdzenuma centrālajā daļā (X 332640, Y 6304950), aptuveni 5 km no Baltijas jūras (1. att.). Reljefs līdzens, augstākā reljefa atzīme dabas lieguma teritorijā – 11,7 m virs jūras līmeņa. Pamatiežus Piemares līdzenumā veido smilšakmeņi, māli un aleirolīti, un virs tiem esošos kvartāra nogulumus veido māli, aleirīti, smilts, grants un oļi. Jūlija vidējā temperatūra šajā apvidū ir 16,5° C un janvāra vidējā temperatūra ir – 3° C, bet vidējais nokrišņu daudzums ir 700 – 800 mm gadā. Gada vidējā temperatūra ir 6,75° C (Strautnieks 1997).

Dabas lieguma platība ir 170 ha, no tā 165,6 ha aizņem meži, 3,2 ha – īslaicīgi pārplūstošas ieplakas. Dabas liegumā grīņa tipa meži, kur aug grīņa sārtenes, aizņem 65,7 ha, no tā biotops 4010 *Slapji virsāji ar grīņa sārteni Erica tetralix* – 34 ha. Liegumam cauri tek neliels, vietām taisnots un padziļināts strauts, kas ietek Sakas upē. Sastopami atsevišķi sekli grāvji. Dabas lieguma apkārtnē meliorēta. Gruntsūdens līmenis dabas lieguma teritorijā ir tuvs zemes virsai, maksimāli sasniedzot 1 – 1,5 m dziļumu. Dabas liegumā sastopamas trūdaini-kūdrainās podzolētās gleja augsnēs, un sastopams rūsakmens jeb ortšteina horizonts (Aigars Indriksons, pers. ziņojums).

				Z					
				3					
				2					
				1					
R		12	11	10		4	5	6	A
					7				
					8				
					9				
					D				

2. attēls. 4 m² laukumiņu izvietojums visos 3 parauglaukumos

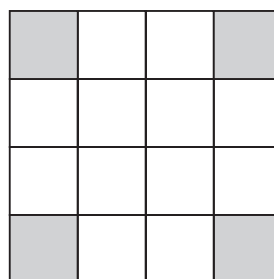
Figure 2. Location of the 4 m² relèves in the sample plots 1, 2 and 3

Dabas lieguma teritorija 1930-ajos gados izmantota ganībām, taču fragmentāri. Galvenokārt lopi ganīti liegumam ziemeļos blakus esošajās pļavās. Pētījumu teritorija pēdējo reizi degusi 1930-ajos gados (Lienīte Rozenberga, pers. ziņojums).

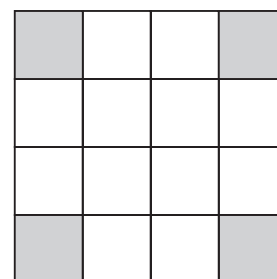
2.2. Lauka pētījumu metodes

Lai noskaidrotu, vai un kā koku izcirstāna ietekmē fitocenozē ar grīņa sārteni, 2006. gadā ierīkoti 2 parauglaukumi 89. kvartāla 12. nogabalā. Vienu parauglaukumu ierīkoja vietā, kur tiks izcirsti koki, otru – vietā, kur netiks izcirsti koki. Parauglaukums ir aplis, kura rādiuss ir 15 m. Aplja centrā noteiktas koordinātas LKS-92 sistēmā. No parauglaukuma centra Z, D, R, A virzienā izvēlēti 12 pastāvīgie laukumiņi 4 m² platībā (2. att.). Katra laukumiņa stūri atzīmēti ar mietiņiem, uz kuriem uzrakstīts laukumiņa numurs. Laukumiņi ierīkoti ar 2 metru intervālu, un to izvietojums atzīmēts shēmā (2. att.). 2006. gadā katrā 4 m² m laukumiņā aprakstīta veģetācija, izmantojot Brauna-Blankē metodi, piecu ballu skalā (+ <1; 1 – 1 – 5 %; 2 – 5 – 25%; 3 – 25 – 50%; 4 – 50– 75%; 5 – 75 – 100%) (Braun-Blanquet 1964, Dierschke 1994) reģistrējot katras šeit sastopamās sugas projektīvo segumu, kā arī novērtēts laukumiņu noēnojums. Noēnojums vērtēts pēc koku vainagu aizņemtā projektīvā seguma laukumiņā. Visas sfagnu sugas apvienotas un datu analīzē vērtēts sfagnu kopējais projektīvais segums. 2006. gada decembrī izcirsti koki 2. parauglaukumā.

Lai noskaidrotu, vai konkurējošo sugu, šajā gadījumā, parastā virša *Calluna vulgaris*, pļaušana sekmē grīņa sārtenes izplatību, 90. kvartāla 8. nogabalā 15 m rādiusā 2007. gada martā nopļauti virši, kā arī tur



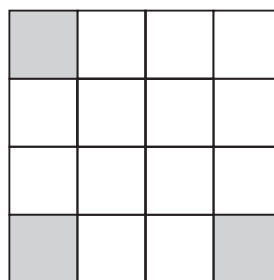
2. laukumiņš



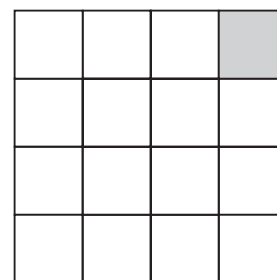
8. laukumiņš

3. attēls. Uzirdināto 50x50 cm laukumiņu izvietojuma shēma 3. parauglaukuma 2. un 8. laukumiņā

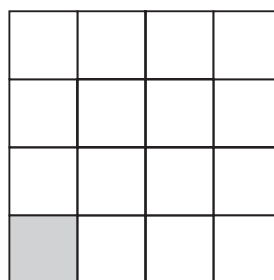
Figure 3. Schematic location of the soil scarification, 50x50 cm, in the sample plot 3



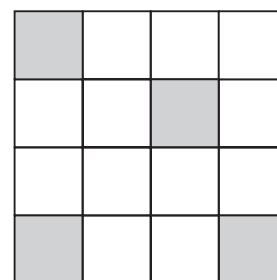
1. laukumiņš



3. laukumiņš



4. laukumiņš



11. laukumiņš

4. attēls. Izsēto *Erica tetralix* izvietojuma shēma 3. parauglaukumā

Figure 4. Schematic location of the sown *Erica tetralix* seeds in the relèves 1, 3, 4, and 11 in the sample plot 3

augošie kociņi, pirms tam veicot pilnu sugu uzskaiti 12 4 m² laukumiņos (3. parauglaukums). Pļaujot atstāti zemi guļošie viršu zari. Nopļautie virši un kociņi pēc pļaušanas novākti no parauglaukuma. Papildus tam 2007. gada aprīlī zemsedze 2., 8. laukumiņā 50x50 cm platībā, kopumā 7 vietās, uzirdināta ar kapli (3. att.), ar mērķi imitēt traucējumu. *Calluna vulgaris* un *Erica tetralix* atjaunošanās sekmes vērtētas, izskaitot sugas dīgstus un viršiem arī atjaunošanās centrus no snaudošajiem pumpuriem. Dīgstu skaits vērtēts klasēs: 1 – 1–10 dīgsti, 2 – 11–50, 3 – >50.

Sugu projektīvais segums un noēnojums visos laukumiņos atkārtoti izvērtēts 2007. gada jūlijā, taču 2007. gadā novērtēts sugu projektīvais segums procentos, kas pēc tam pārvērtēts piecu ballu skalā, lai 2006. un 2007. gada dati būtu salīdzināmi.

90. kvartāla 8. nogabalā, kur nopļauts virsājs, 2007. gada 5. maijā izsētas sārtenes 4 laukumiņos (1., 3., 4., 11. un papildus – starp 4. un 5. laukumiņu): tās paliktas zem sfāgniem, aptuveni 5 – 10 cm dziļumā (4. att.). Grīņa sārtenes sēklas ievāktas 2006. gada rudenī un līdz izsēšanai, uzglabātas ledusskapī, + 4° C temperatūrā. Ievāktajām grīņa sārtenes sēklām LU Botāniskā dārza laboratorijā noteikta to dīgtspēja, kas bija 47 % (Ģederts Ieviņš, pers. ziņojums). Dīgšanas rezultāti dabā izsētajām sārtenēm novēroti 4 reizes veģetācijas sezonā: jūnijā, jūlijā, augustā un septembrī.

2. 3. Datu analīze

Laukumiņu un sugu ordinācija veikta ar programmu PC ORD (5.0), izmantojot nemetrisko daudzdimensiju mērogošanu (NMS) (Mather 1976, Kruskal 1964a, b pēc McCune, Grace 2002), un veģetācijas izmaiņas laukumiņos attēlotas ar sukcesijas vektoriem. Attāluma aprēķināšanai starp parauglaukumiem ordinācijas telpā izvēlēts relatīvais Eiklīda attāluma mērījums. Izvēlētas 2 ordinācijas asis, jo datu kopa ir neliela (N=24) un paredzamās veģetācijas izmaiņas otrajā gadā pēc pasākumu veikšanas nevarētu skart vairāk nekā divus gradientus. Laukumiņu sugu daudzveidības raksturošanai izmantots Simpsona daudzveidības indekss D , kas aprēķināts ar programmu PC ORD (5.0) un Simpsona dominances indekss, kas aprēķināts pēc formulas $1 - D$ (Simpson 1949 pēc McCune, Grace 2002). Simpsona daudzveidības indekss D aprēķināts pēc formulas $D = 1 - \text{Sum}(\text{PixPi})$ (McCune & Grace 2002).

Sugu daudzveidības un dominances salīdzināšanai starp 2006. un 2007. gadu izmantots t -tests pāru salīdzināšanai. Datu atbilstība normālajam sadalījumam noteikta ar Smirnova-Kolmogorova testu (Sokal, Rohlf 1995).

3. Rezultāti

3.1. Parauglaukumu veģetācija un noēnojums

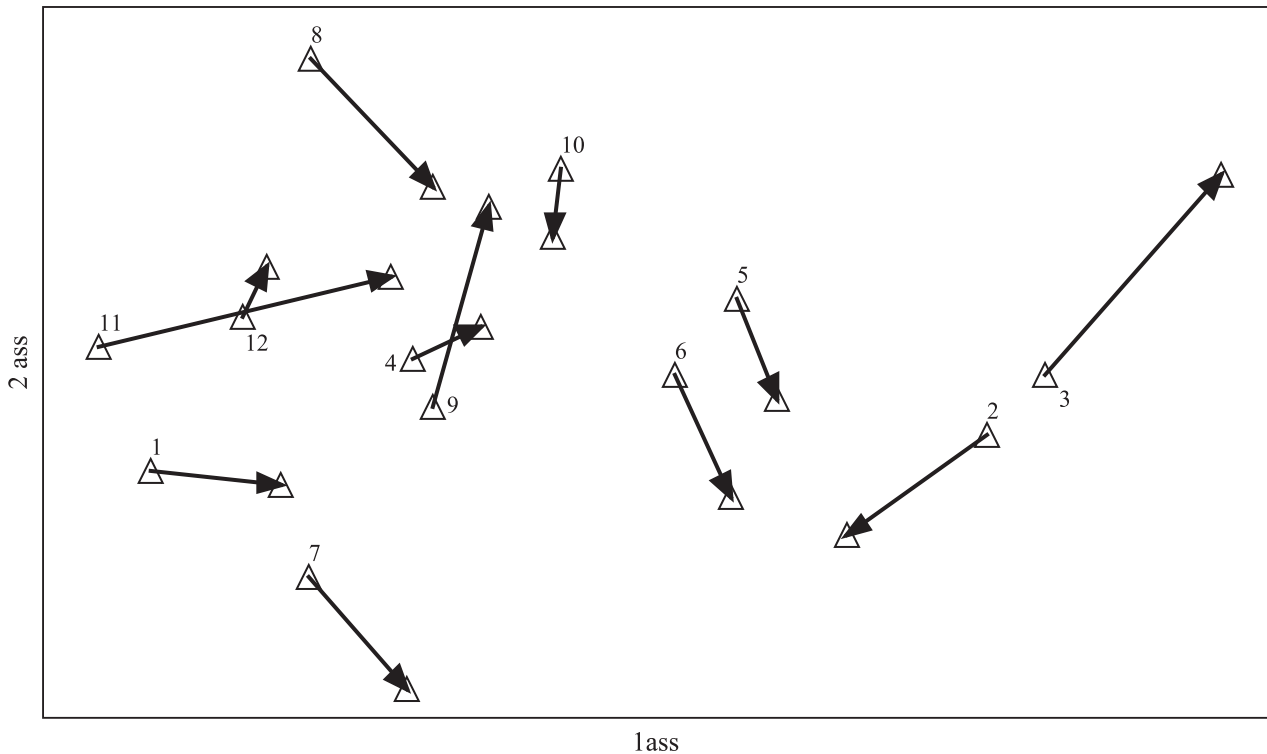
1. parauglaukums reprezentē *Pinus sylvestris* – *Calluna vulgaris* – *Erica tetralix* sabiedrību. Reljefs līdzens visos 4 m² parauglaukumos, izņemot 2., 3., 4. un 5. laukumiņus, kuros ieplakas aizņem attiecīgi 45 %, 40 %, 1 % un 25 % no parauglaukuma. Biežāk sastopamās sugas ar lielāko projektīvo segumu bija *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix*, *Vaccinium uliginosum*, *Vaccinium vitis-idea* un sfāgni, kā arī no zaļsūnām *Rhytidiadelphus triquetrus*. Zilganās molīnijas *Molinia caerulea* projektīvais segums svārstās no 1 līdz 6 %, tikai 2. un 5. laukumiņā tas ir 50 % un 35 %. Sūnu stāvu veido gan sfāgni, gan zaļsūnas, taču sfāgnu segums ir nedaudz lielāks un atsevišķos laukumiņos tas sasniedz pat 80 %. Deviņi no 12 laukumiņiem atrodas vismaz 20 % zem koku vainagiem (1. tab.). *Erica tetralix* sastopama 11 laukumiņos un 2006. gadā tās projektīvais segums visbiežāk nepārsniedza pirmās klases robežu pēc Brauna – Blankē skalas. Nekādi apsaimniekošanas pasākumi šajā parauglaukumā netika veikti.

2. parauglaukums reprezentē *Pinus sylvestris* – *Molinia caerulea* – *Erica tetralix* sabiedrību. Ciņains reljefs, ko veido galvenokārt *Molinia caerulea* ciņi. Ieplakas aizņem no 3 % 6. laukumiņā līdz 60 % 3. laukumiņā. 9. laukumiņš atrodas periodiski pārplūstošā ieplakā, kas reprezentē blakus esošo ieplaku biotopu. 2007. gad, no aprīļa līdz oktobrim, ūdens līmenis bija 10 – 20 cm virs augsnes (Aigars Indriksons, pers. ziņojums). Biežāk sastopamās sugas ar lielāko projektīvo segumu, neskaitot *Molinia caerulea*, bija *Calluna vulgaris*, *Potentilla erecta*, *Erica tetralix*, sfāgni un no zaļsūnām – *Hylocomium splendens*. *Erica tetralix* sastopama 9 laukumiņos un 2006. gadā tās projektīvais segums visbiežāk nepārsniedza pirmās klases robežu pēc Brauna – Blankē skalas. Visbiežāk konstatēta tikai

1. tabula. 1., 2. un 3. parauglaukumā esošo laukumiņu noēnojums, %, 2006. un 2007. gadā

Table 1. The tree cover of relèves (4m²) in the sample plots 1, 2 and 3, %

1. prl.	2006	2007	2. prl.	2006	2007	3. prl.	2006	2007
1.	80	80	1	10	0	1	0	0
2.	60	60	2	20	20	2	20	20
3.	80	80	3	80	80	3	0	0
4.	60	60	4	50	0	4	0	0
5.	30	30	5	90	0	5	0	0
6.	20	20	6	50	0	6	30	30
7.	40	40	7	30	0	7	0	0
8.	0	0	8	70	70	8	20	20
9.	0	0	9	0	0	9	70	70
10.	40	40	10	40	30	10	0	0
11.	30	30	11	10	0	11	0	0
12.	0	0	12	70	0	12	0	0



5. attēls. NMS ordinācijas rezultāti 1. parauglaukumam
Figure 5. Results of NMS ordination for sample plot 1

sugas klātbūtne. Sūnu stāvu veido gan sfagnī, gan zaļsūnas, vienlīdzīgās proporcijās, taču ne vieni, ne otri nepārsniedz 3. Brauna- Blankē klases robežas, kas ir līdz 50 % no laukumiņa. Visi laukumiņi atrodas zem koku vainagiem, izņemot 9. laukumiņu, un 2006. gadā noņojums no koku vainagiem ir no 10 % 1. un 11. laukumiņā līdz 90 % 5. laukumiņā (1. tab.). Šajā parauglaukumā izcirsti koki un krūmi, atstājot dažas vecākās priedes.

3. parauglaukums reprezentē mitru virsāju ar sila virsi *Calluna vulgaris* un nelielām priedītēm, kur vietām aug *Erica tetralix*. Citas biežāk sastopamās sugas bija *Molinia caerulea*, *Vaccinium vitis-idea* un *Carex nigra*, no sūnām – *Dicranum polysetum*, *Pleurozium schreberii* un *Aulacomium palustre*. 8. laukumiņā 4 % aizņem neliela ieplaka, kas neregulāri ir pildīta ar ūdeni. 2006. gadā *Erica tetralix* klātbūtne tika konstatēta divos no 12 laukumiņiem. 2006. gada decembrī nopļauti virši un izcirstas mazās priedītes un bērzi, un nopļautie sīkkrūmi un koki novākti no parauglaukuma. Zem koku vainagiem vismaz daļēji atrodas 2., 6., 8. un 9. laukumiņš un tie ir parauglaukumi, kuri robežojas ar mežu.

Pēc koku un krūmu izcirstānā 2. parauglaukumā 2007. gadā zem koku vainagiem atradās tikai 4 laukumiņi (1. tab.). 3. parauglaukumā koku vainaga projektīvais segums nemainījās, jo koki, kas robežojās ar virsāju, netika nocirsti. Tāpat tas nemainījās 1. parauglaukumā, kur neveica nekādus apsaimniekošanas pasākumus.

3.2. Ordinācija

1. parauglaukums

Pirmo ordinācijas asi var interpretēt kā veģētācijas izmaiņu gradientu, kas saistīts ar *Calluna vulgaris*, sfagnu un zaļsūnu projektīvā seguma samazināšanos. Visiem 12 laukumiņiem, izņemot 2. un 9. laukumiņu, veģētācijas izmaiņu virziens ir līdzīgs (5. att.). Šiem diviem parauglaukumiem raksturīga izteikta *Molinia caerulea* projektīvā seguma samazināšanās, kas nepārādās pārējos desmit laukumiņos. Divu asu ordinācija izskaidro 98,7 % datu variātes (2. tab.). 2007. gadā 12. laukumiņā konstatēts nedaudz palielināts *Erica tetralix* projektīvais segums, un 1. laukumiņā suga tika atrasta, lai gan tās klātbūtne nebija atzīmēta 2006. gadā.

2007. gadā sugu kopējais projektīvais lakstaugu stāva segums laukumiņā variē no 12 % līdz 92 % un lielākajā daļā laukumiņu tas ir mazāks nekā 2006. gadā, vienas vai divu Brauna-Blankē klašu robežās. Sūnu stāvā projektīvā seguma atšķirības starp gadiem ir vienas Brauna-Blankē klases robežās, un 2007. gadā projektīvais segums ir mazāks.

2. parauglaukums

Analizējot visus 2. parauglaukuma laukumiņus kopumā, pirmā ordinācijas ass atspoguļo veģētācijas izmaiņas, kas vērstas galvenokārt uz *Molinia caerulea* un sfagnu īpatsvara samazināšanos, un pirmo divu asu ordinācija izskaidro 89 % datu variātes (6. att.). Visiem

2. tabula. Veģetācijas datu NMS ordinācijas rezultāti 1., 2. un 3. parauglaukumam.

Table 2. Results of the NMS ordination of vegetation data for sample plots 1, 2 and 3.

1. parauglaukums Sample plot 1	Izmaiņas Increment	Kumulatīvās izmaiņas Cumulative
1 ass	0,694	0,694
2 ass	0,141	0,835
	<i>r</i>	Ortogonalitāte, %=100(1-r ²) Orthogonality, %=100(1-r ²)
1 vs 2 ass	-0,112	98,7
2. parauglaukums Sample plot 2		
1 ass	0,288	0,288
2 ass	0,445	0,733
	<i>r</i>	Ortogonalitāte, %=100(1-r ²)
1 vs 2 ass	0,322	89,0
3. parauglaukums Sample plot 3		
1 ass	0,235	0,235
2 ass	0,465	0,700
	<i>r</i>	Ortogonalitāte, %=100(1-r ²)
1 vs 2 ass	0,231	94,7

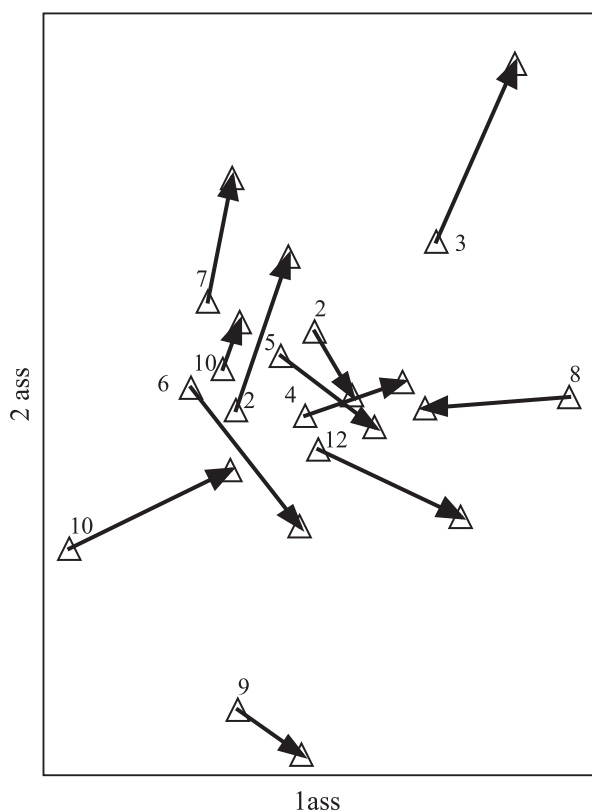
12 laukumiņiem, izņemot 8. laukumiņu, veģetācijas izmaiņu virziens ir līdzīgs, kas varētu būt izskaidrojams ar to, ka tikai 8. laukumiņā konstatēta *Vaccinium uliginosum* projektīvā seguma samazināšanās, salīdzinot ar 2006. gadu. *Erica tetralix* projektīvais segums abos gados ir vienāds, izņemot 9. laukumiņu, kur suga 2007. gadā netika atrasta.

2007. gadā sugu kopējais projektīvais lakstaugu stāva segums parauglaukumā variē no 12 % līdz 20 %, bet sūnu stāvā no 3 % līdz 20 %, turpretī 2006. gadā visos, izņemot 8. laukumiņu, lakstaugu stāva kopējais projektīvais segums bija virs 50 %, bet sūnu stāvā – no 10 % līdz 50 %, pārvēršot Brauna – Blankē klases procentos.

3. parauglaukums

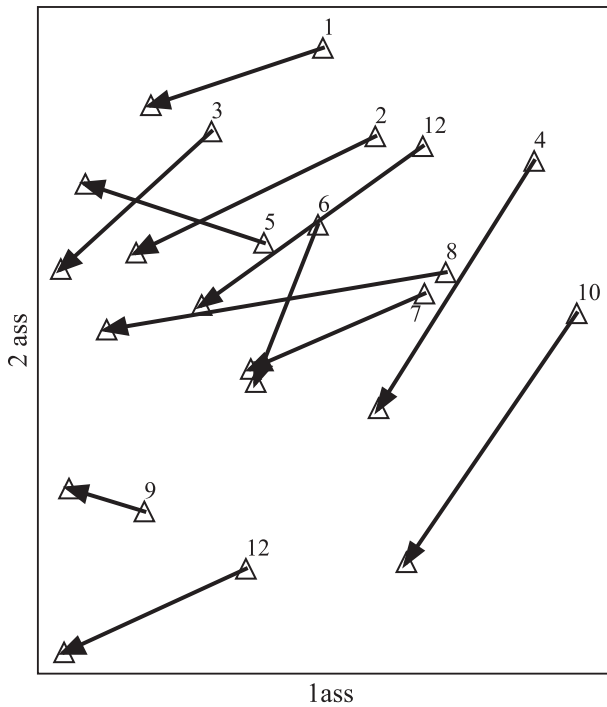
Analizējot visus 3. parauglaukuma laukumiņus kopumā, pirmā ordinācijas ass izteikti atspoguļo veģetācijas izmaiņas no *Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idea* un *Vaccinium uliginosum* dominējošas sabiedrības ar sfagniem zemsedzē un niecīgu *Molinia caerulea* segumu uz sabiedrību bez izteiktas sīkkrūmu dominances, bet ar nedaudz palielinātu *Molinia caerulea* un zaļsūnu un samazinātu sfagnu projektīvo segumu (7. att.). Visiem 12 laukumiņiem, izņemot 9. laukumiņu, izmaiņu virziens ir līdzīgs. 9. laukumiņā vienīgās izmaiņas, salīdzinot ar 2006. gadu, ir *Erica tetralix*, *Pseudoscleropodium purum* un *Polytrichum commune* klātbūtne. Pirmo divu asu ordinācija izskaidro 94,7 % datu variātes. *Erica tetralix* projektīvais segums 2. un 12. laukumiņā nav mainījies, taču 2007. gadā suga netika atrasta 11. laukumiņā, taču atrasta 9. laukumiņā.

Kopējais sugu projektīvais segums lakstaugu stāvā 2007. gadā variē no 7 % līdz 23 %, izņemot



6.attēls. NMS ordinācijas rezultāti 2. parauglaukumam
Figure 6. Results of NMS ordination for sample plot 2

12. laukumiņu, kas reprezentē *Molinia caerulea* ieplaku uz veca meža ceļa, un kurā kopējais sugu projektīvais segums ir 52 %. *Molinia caerulea* segums palielinājies par aptuveni 1 % piecos laukumiņos. Savukārt 2006. gadā sugu kopējais projektīvais segums lakstaugu stāvā visos laukumiņos bija virs



7. attēls. NMS ordinācijas rezultāti 3. parauglaukumam
Figure 7. Results of NMS ordination for sample plot 3

50 %, izņemot 9. laukumiņu, kur tas bija tikai 25 %, un lielāko projektīvo segumu aizņēma *Calluna vulgaris*. 2007. gadā lielāko daļu laukumiņu aizņēma klāja augsne (60–80%). 2007. gadā sūnu stāva segums varē no 3 % līdz 28 %, un vidējais projektīvais segums laukumiņā ir 11 %. Salīdzinot ar 2006. gadu, tas ir mainījies četros laukumiņos, kuros ir samazinājies sfagnu sūnu segums.

3. tabula. Sugu daudzveidība (S), Simpsona daudzveidības indekss (D) un Simpsona dominances rādītājs (1-D) 1., 2., un 3. parauglaukumā 2006. un 2007. gadā.

Table 3. Species richness (S), Simpson diversity index (D) and Simpson measure of dominance (1-D) for sample plots 1, 2 and 3 in 2006 and 2007

	2006.	2007.
1. parauglaukums Sample Plot 1		
S	11,8	13,5
D	0,87	0,90
1-D	0,12	0,09
2. parauglaukums Sample Plot 2		
S	15,5	16,8
D	0,91	0,93
1-D	0,08	0,06
3. parauglaukums Sample Plot 3		
S	10	10,8
D	0,85	0,89
1-D	0,14	0,10

3.3. Sugu daudzveidība

1. parauglaukumā 2006. gadā konstatētas 16 vaskulāro augu sugas un 7 zaļsūnu sugas, bet 2007. gadā – 18 vaskulāro augu sugas un 7 zaļsūnu sugas. 2007. gadā visos laukumiņos konstatēts *Carex nigra* un vienā – *Empetrum nigrum*. Abas sugas netika atrastas 2006. gadā. Biežāk sastopamās sugas abos gados ir *Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Molinia caerulea*, *Erica tetralix* un sfagni. 2. parauglaukumā 2006. gadā 2. parauglaukumā konstatētas 26 vaskulāro augu sugas un 9 zaļsūnu sugas, bet 2007. gadā – 32 vaskulāro augu sugas un 9 zaļsūnu sugas. Sekojošas 6 vaskulāro augu sugas tika konstatētas tikai 2007. gadā: *Galium uliginosum*, *Luzula pilosa*, *Lythrum salicaria*, *Carex vaginata*, *Juncus effusus*, *Salix rosmarinifolia*. Visas iepriekš minētās sugas atrastas katra tikai vienā laukumiņā. 3. parauglaukumā 2006. gadā konstatētas 10 vaskulāro augu sugas un 7 zaļsūnu sugas un 1 ķērpju suga. 2007. gadā vaskulāro sugu skaits un sugas bija tādas pašas kā 2006. gadā, taču tika konstatētas tikai 6 zaļsūnas un 1 aknu sūna nevis 8 zaļsūnas kā 2006. gadā. 2007. gadā nevienā no laukumiņiem netika konstatētas divas sugas – *Calliergonella cuspidata* un *Calliergon giganteum*, taču atrastas tādas sugas, kas iepriekš netika konstatētas vispār visā 3. parauglaukumā – *Pseudoscleropodium purum* (divos laukumiņos) un *Ptilidium ciliare* (vienā laukumiņā).

Visos trijos parauglaukumos vidējais sugu skaits parauglaukumā un Simpsona daudzveidības indekss 2007. gadā ir nedaudz palielinājies, bet Simpsona dominances indekss – nedaudz samazinājies (3. tab.). Visu trīs parauglaukumu daudzveidības un dominances

indeksu dati atbilda normālajam sadalījumam un *t*-testa rezultāti liecina, ka veģetācijas daudzveidības un sugu dominances atšķirības starp 2006. un 2007. gadu 1., 2. un 3. parauglaukumā ir statistiski būtiskas (*D*: 1. prl. $p < 0,005$, 2. prl $p < 0,001$, 3. prl. $p < 0,005$; Dominance: 1. prl. $p < 0,005$, 2. prl $p < 0,001$, 3. prl. $p < 0,005$).

3.4. *Calluna vulgaris* un *Erica tetralix* atjaunošanās pēc pļaušanas

3. parauglaukumā *Calluna vulgaris* projektīvais segums 2007. gadā bija no 1 % līdz 5 % un to veidoja galvenokārt atsevišķi 2007. gada pavasarī nenoplautie virši. Virši, kas atjaunojušies no snaudošajiem pumpuriem tika konstatēti visos parauglaukumos, izņemot 9. laukumiņu, kurā *Calluna vulgaris* neaug, bet dominē *Molinia caerulea*, un tas netika nopļauts. Vidējais atjaunošanās centru skaits 50x50 cm laukumos bija 3,1. Savukārt, viengadīgi viršu dīgsti tika konstatēti visos laukumiņos, izņemot 9. laukumiņu. Vislielākais dīgstu skaits bija tajās vietās, kuros augsne tika sekli uzirdināta (4. tab.).

Grīņa sārtenes sēklu dīgtspēja bija 47 % (Ģederts Ieviņš, pers. ziņojums). Nevienā no laukumiņiem, kurā izsētas grīņa sārtenes, izņemot 3. laukumiņu, grīņa sārtenes dīgsti netika konstatēti (4. tab.). 2007. gada augustā 3. laukumiņā konstatēti 5 – 10 grīņa sārtenes

dīgsti, kas atbilst 8 – 12 nedēļu veca dīgsta morfoloģijai (Bannister 1966).

4. Diskusija

4.1. Veģetācijas izmaiņas

Molinia caerulea un *Calluna vulgaris* projektīvā seguma būtiska samazināšanās 2. parauglaukumā, kur izcirsti koki un krūmi, varētu būt skaidrojama ar mitruma palielināšanos augtenē pēc koku un krūmu izcirstāšanas un ievērojamo nokrišņu daudzumu Pāvilostas apkārtnē 2007. gadā (www.lvgma.gov.lv). Mitruma palielināšanās varētu izskaidrot arī *Molinia caerulea* un *Calluna vulgaris* projektīvā seguma samazināšanos 1. parauglaukumā, kur netika izcirsti koki un krūmi. Tomēr, pēc dažu autoru domām, *Molinia caerulea*, ja tā jau veido ciņus, pastiprināti mitruma apstākļi negatīvi neietekmē (Taylor *et al.* 2001). Ilgākā laika posmā pastāvīgi augsts ūdens līmenis tiek minēts kā viens no faktoriem, kas nosaka *Molinia caerulea* dominances pavājināšanos un nepieciešams *Erica tetralix* optimālai augšanai (Rutter 1955 pēc Loach 1966, Bannister 1964, Berendse, Aerts 1984). Turklāt, ņemot vērā nokrišņu daudzuma palielināšanās tendences Latvijā (Briede 2007), pastāvīgi augstais ūdens līmenis 2. parauglaukumā nākotnē var kļūt par cēloni

4.tabula. *Calluna vulgaris* un *Erica tetralix* dīgstu skaits un *Calluna* atjaunošanās centru skaits 3. parauglaukumā pēc virsāju nopļaušanas un zemesdzies uzirdināšanas.

Table 4. Number of *Calluna vulgaris* and *Erica tetralix* seedlings, *Calluna* clusters of shoots in sample plot 3 after the heath cutting and soil scarification

Parametrs/ laukumiņa numurs Parameter/ relève number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Calluna vulgaris</i> dīgstu skaits Number of <i>Calluna vulgaris</i> seedlings	1	3	1	2	2	1	1	3	0	1	3	2
<i>Erica tetralix</i> dīgstu skaits Number of <i>Erica tetralix</i> seedlings	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calluna vulgaris</i> atjaunošanās centru skaits, 50x50 cm kvadrātos Number of <i>Calluna vulgaris</i> clusters of shoots, within 50x50cm	3	5	3	4	3	5	4	5	0	2	4	0
izsētas sārtenes sown <i>E. tetralix</i>	x		x	x							x	
nopļauts virsājs heath cutting	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
uzirdināts soil scarification			x					x				
bez apsaimniekošanas without management									x			

Apzīmējumi / Legends

Dīgstu skaits klasēs/Number of seedlings in classes

1 – 1-10

2 – 11-50

3 – >50

Molinia caerulea projektīvā seguma vēl izteiktākam kritumam un sekmēt parauglaukuma pārpurvošanos.

Erica tetralix projektīvais segums viena gada laikā nav mainījies, jo daudzgadīgie sīkkrūmi un koki uz vides apstākļu izmaiņām var reaģēt tikai pēc vairākiem gadiem (F. H. Schweingruber, pers. ziņojums). Iespējams, ka tikai 2008. vai 2009. gadā varēs spriest par sugas projektīvā seguma izmaiņām. Tomēr hlorofila a fluorescences pētījumu rezultāti 2007. gadā liecina, ka parauglaukumā, kurā tika izcirsti koki un krūmi, *Erica tetralix* fotosistēmas darbības efektivitāte ir lielāka nekā 1. parauglaukumā, kurā koki un krūmi netika izcirsti (Ģederts Ieviņš, pers. ziņojums). Tāpēc, ir pamatoti uzskatīt, ka 2. parauglaukumā *Erica tetralix* projektīvais segums turpmākajos gados varētu palielināties.

Par *Erica tetralix* augšanai labvēlīgiem vides apstākļiem kopumā liecina arī fakts, ka analizējot sugas gadskārtu pieaugumus dažādos sugas biotopos dabas liegumā, 2006.–2007. gadā tie izrāda tendenci palielināties. Tas nozīmē, ka ir kāds vienojošs faktors, kas labvēlīgi ietekmē sugas pastāvēšanu. Ļoti iespējams, ka tas ir klimats, taču, lai statistiski varētu pierādīt klimata ietekmi, nepieciešama vismaz 50 gadu garas klimatisko datu un sārteņu gadskārtu rindas. Taču šādu datu rindu iegūt nav iespējams, jo grīņa sārtenes maksimālais vecums ir 19 gadi (Bannister 1966). Dabas liegumā vecākās sārtenes rametas ir 10 gadu vecas (Iluta Lūce, pers. ziņojums). Ņemot vērā to, ka pēdējos 50 gados ir vērojamas temperatūras paaugstināšanās pirmajos piecos gada mēnešos un nokrišņu summas palielināšanās (Briede, 2007), var secināt, ka klimatiskie apstākļi Latvijā kļūst arvien piemērotāki *Erica tetralix* pastāvēšanai un izplatībai.

Pirmajā gadā pēc traucējuma pētījumu rezultāti 3. parauglaukumā liecina, ka dominējošās sugas eliminēšana, tādējādi samazinot konkurenci starp sugām, kopumā ir sekmējusi sugu daudzveidības palielināšanos pēc traucējuma. Galvenās veģetācijas izmaiņas ir *Calluna vulgaris* dominances samazināšanās un neliels *Molinia caerulea* projektīvā seguma pieaugums, kā arī atklātas augsnes laukumiņu parādīšanās. Chytry un līdzautori izsaka pieņēmumu, ka sugu daudzveidības palielināšanās virsajos pēc traucējuma ir atkarīga no atklātas augsnes esamības (Chytry *et al.* 2001). *Molinia caerulea* projektīvā seguma palielināšanās 3. parauglaukumā ir sugas reakcija uz atklātas augsnes laukumiņu parādīšanos pēc virsāju nopļaušanas un novākšanas, kā arī uzlabotiem gaismas apstākļiem, tomēr turpmāk pārāk liels šīs un citu graudzāļu sugu projektīvais segums virsajos nav vēlams. Īslaicīga graudzāļu dominance pēc virsāja nopļaušanas tiek bieži novērota (Aerts 1993). Kā pozitīvs fakts jāmin, ka nav ieviesušās virsājiem neraksturīgas sugas. Tomēr Ņemot vērā to, ka vēl ir atklātas augsnes laukumiņi, turpmākajos gados

iespējama ir vēl citu sugu parādīšanās 3. parauglaukumā. Palielinātu *Molinia caerulea* un citu graudzāļu parādīšanos virsajos var izraisīt arī augsts atmosfēras piesārņojums ar slāpekli (Marrs 1993, Symes, Day 2003). Laika periodā no 1998. gada līdz 2006. gadam Liepājā slāpekļa dioksīda gada vidējās vērtības pārsniedz apakšējā piesārņojuma novērtēšanas sliekšni ($19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) veģetācijas aizsardzībai (www.lvgma.gov.lv), un Ņemot vērā, ka Latvijā dominē dienvidrietumu vēji, nav izslēgta arī atmosfēras piesārņojuma ietekme uz veģetāciju šajā reģionā.

Vēl vairākus gadus ir sagaidāma sugu daudzveidības palielināšanās līdz izveidojas slēgts *Calluna vulgaris* augājs, un sāktos atsevišķu sugu izzušana, jo sila virsis atjaunojas lēni, brieduma fāzi sasniedzot ap 14 gadiem (Lane 1992). Maksimālais sugu skaits sausus virsajos ir konstatēts pēc 4 gadiem no traucējuma (pļaušanas, dedzināšanas, augsnes virskārtas noņemšanas) brīža, turklāt laiku, kurā tiek novērots maksimālais sugu skaits, ietekmē arī pētījumu parauglaukumu platība (Chytry *et al.* 2001). Tā kā 3. parauglaukumā laukumiņu izmērs bija līdzīgs Čehijā ierīkoto parauglaukumu izmēram (3x3 m), iespējams, ka arī šeit maksimālā sugu daudzveidība tiks novērota pēc 4–5 gadiem.

4.2. *Calluna vulgaris* un *Erica tetralix* atjaunošanās

Calluna vulgaris veģetatīvo atjaunošanos ietekmē to vecums un sezona, kad virši tiek pļauti (Miller, Miles 1970). Ir pretrunīgi apgalvojumi attiecībā uz viršu vecumu, kuru sasniedzot, veģetatīvā atjaunošanās notiek lēni. Viršu vecums 3. parauglaukumā ir 14–20 gadi (Iluta Lūce, pers. ziņojums), un tas ir vecums, kurā viršu atjaunošanās no snaudošajiem pumpuriem pēc pļaušanas vai dedzināšanas vēl notiek produktīvi (Kayll & Gimingham 1965 pēc Miller, Miles 1970). Lai gan citi pētījumi liecina, ka viršu atjaunošanās spēja pēc nopļaušanas samazinās jau tiem sasniedzot 10 gadu vecumu (Miller, Miles 1970). Fakts, ka virši ir sasnieguši savu maksimālo vecumu, varētu būt par iemeslu tam, ka 3. parauglaukumā viršu veģetatīvā atjaunošanās no snaudošajiem pumpuriem pirmajā gadā pēc nopļaušanas ir tik vāja. Pastāv viedoklis, ka slapjos virsajos viršu maksimālais vecums ir tikai 20 gadi (H. F. Schweingruber, pers. ziņojums), pretstatā sausiem virsājiem, kuros viršu vecums var sasniegt pat 40 gadus (Miller, Miles 1970). Tātad virši pētījumu vietā var būt jau ir sasnieguši brieduma un pat deģenerēšanās fāzi (Lane 1994). Attiecībā uz virsāju pļaušanu, 3. parauglaukumā virsāji nopļauti agrā pavasarī, kas tiek uzskatīts par piemērotāko laiku virsāju pļaušanai, lai sekmētu viršu atjaunošanos (Miller, Miles 1970).

Calluna vulgaris dīgstu skaits pēc viršu nopļaušanas ir līdzīgs tam, kāds tika novērots Čehijā, sausus

viršajos. Taču 3. parauglaukumā jau tanī pašā gadā pēc nopļaušanas parādījās *Calluna vulgaris* dīgsti, pretstatā rezultātiem Čehijā, kur virši no sēklām uzdīga tikai otrajā gadā pēc pļaušanas (Sedlakova, Chytry 1999).

Lai gan sārtenes tiek minētas kopā ar *Calluna vulgaris* kā sugas, kuru sēklas saglabājas sēklu bankā dažādās virsāja sukcesijas stadijās, tai skaitā, ja virsājs ir aizaudzis ar priedēm (Mitchell *et al.* 1998), 3. parauglaukumā, kur tika nopļauti virši, *Erica tetralix* tika konstatēta tikai tajos parauglaukumos, kur tā auga 2006. gadā. Tam varētu būt trīs izskaidrojumi: 1) pirmajā gadā virsāju nopļaušana un sekla uzirdināšana nav sekmējusi sārteņu dīgšanu no sēklas bankas, 2) *Erica tetralix* sēklas ir sēklu bankā, taču sēklu uzdīgšana notiek lēnāk nekā *Calluna vulgaris*, 3) dotajā vietā sēklu bankā vispār neatrodas *Erica tetralix* sēklas. Taču ņemot vērā to, ka, grīņa sārtenē *Erica tetralix*, galvenokārt vairojas veģetatīvi, ar sānu zaru adventīvajām piesaknēm (Bannister 1966), ir iespējama grīņa sārtenes projektīvā seguma palielināšanās tajos parauglaukumos, kur suga jau konstatēta, jo ir izveidojusies brīva niša sugas izplatībai.

Neskatoties uz *Erica tetralix* dīgšanai piemērotiem augtēnes apstākļiem – mitra, kūdraina augsne (Bannister 1966), 3. parauglaukumā tikai 1 no 9 iesētajām vietām tika konstatētas uzdīgušas sārtenes. Iespējams, ka tās varētu uzdīgt nākamajā gadā, jo sēklu dīgšanai nepieciešami 3 mēneši (Bannister 1966), un sēklas izsētas 5. maijā, taču pastāv arī varbūtība, ka citviet sēklas atrodas pārāk dziļi un nespēj uzdīgt. Viršu un sārteņu sēklu dīgšanu ietekmē arī apgaismojums un temperatūra (Bannister 1966, Tudor, Davies 2002). Optimālā temperatūra *Erica tetralix* dīgšanai ir 25 °C, taču tā kā tikpat produktīva dīgšana novērota 2° – 30° C temperatūrā (Bannister 1966), un vidējā gaisa temperatūra Pāvilstā 2007. gadā bija attiecīgi 8,4° C maijā, 16,2° jūnijā un 16,2° jūlijā (www.lvgma.gov.lv), ir pamats uzskatīt, ka temperatūras apstākļi ir bijuši labvēlīgi sēklu dīgšanai. Tāpat arī gaismas apstākļi 2007. gadā bija optimāli sēklu dīgšanai, jo pēc virsāja nopļaušanas un priedīšu izciršanas parauglaukums atrodas pilnā apgaismojumā.

Pētījumu rezultāti liecina, ka pirmajā gadā pēc eksperimentālās apsaimniekošanas sugu daudzveidība nopļautajā mitrajā virsājā palielinās, savukārt dominējošā *Calluna vulgaris* nopļaušana un augsnes traucējumu imitēšana nesekmē grīņa sārtenes pavairošanos, un izcērtot kokus un krūmus, grīņa sārtenes projektīvais segums grīnī nepalielinās. Taču tā kā augstāk minētie secinājumi izdarīti tikai pēc viena gada pētījumu rezultātiem, tie vēl nevar kalpot par apsaimniekošanas pasākumu vadlīnijām. Izvirzīto hipotēžu objektīvai pārbaudei nepieciešams pētījumus turpināt 2 – 3 gadus. Turpmākie pētījumu rezultāti būs pamats apsaimniekošanas pasākumu izvēlei dabas liegumā „Sakas grīņi” un Grīņu dabas rezervātā.

5. Pateicības

Nevēlamo koku un krūmu izciršanu, virsāju pļaušanu finansēja un veica a/s „Latvijas valsts meži” Dienvidkurzemes mežsaimniecība. Pētījumi dabas liegumā „Sakas grīņi” veikti ar Latvijas Vides aizsardzības fonda finansiālu atbalstu projekta „Dabas lieguma „Sakas grīņi” dabas aizsardzības plāna ieviešana” ietvaros. Pētījumu rezultātu analīze daļēji veikta ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu.

Literatūra

- Bannister, P. 1964. The Water Relations of Certain Heather Plants with Reference to their Ecological Amplitude: III. Experimental Studies: General Conclusions. *The Journal of Ecology*, 52 (3), 499 – 509.
- Bannister, P. 1966. Biological flora of the British Isles. *Erica tetralix* L. *Journal of Ecology*, 54 (3), 795 – 813.
- Berendse, F. & R. Aerts. 1984. Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia caerulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. *Acta Oecologica*, 5 (19), 3 – 14.
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer Verlag, Wien, New York, 865. S.
- Briede, A. 2007. Klimata pārmaiņu raksturojošie parametri Latvijā. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides Zinātne. *Latvijas Universitātes 65. Zinātniskās konferences referātu tēzes*. LU Akadēmiskais apgāds. 22. – 23.lpp.
- Chytry, M., Sedláková, I. & Tichý, L. 2001. Species richness and species turnover in a successional heathland. *Applied Vegetation Science*, 4, 89 – 96.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Diemont, W. H., Webb, N. R. & Degn, H. J. 1996. A pan-European view on heathland conservation. *Proceedings of the National Heathland Conference 1996*. English Nature, Peterborough.
- Dierschke, H. 1994. *Pflanzensociologie*. Ulmer, Stuttgart, DE. S. 354.
- Ellenberg, H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ed.5. Ulmer, Stuttgart.
- Gailis, J. 1958. Grīņos – pavasara ūdeņu, vēju un viršu valstībā. Valeskalns, P. (red.) *Saudzējiet un mīliet dabu*. 51. – 60. lpp.
- Gimingham, C. H. 1960. Biological flora of the British Isles. *Calluna* Salisb. A monotypic genus. *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *Journal of Ecology*, 40, 455 – 483.
- Gimingham, C. H. 1972. *Ecology of heathlands*. Chapman & Hall, London.
- Gimingham, C. H. 1994. Lowland heaths of West Europe: Management for conservation. *Phytocoenologia*, 24, 615 – 626.
- Glenn-Lewin, D. C. & van der Maarel, E. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K. & Veblen, T. T. (eds.) *Plant succession. Theory and prediction*, pp. 11-59. Chapman & Hall, London.

- Grime, J. P. 1973. Control of species density in herbaceous vegetation. *Journal of Environmental Management*, 1, 151 – 167.
- Horn, H. 1975. Markovian properties of forest succession. In: Cody, M.L. & Diamond, J.M. (eds.) *Ecology and evolution of communities*, pp. 196–211. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.*, 113, 81 – 101.
- Huston, M. A. 1994. *Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Huston, M. A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos*, 86, 393 – 401.
- Kayll, A. J., Gimingham, C. H. 1965. Vegetative regeneration of *Calluna vulgaris* after fire. *Journal of Ecology*, 53, 729 – 734.
- Kruskal, J. B. 1964a. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29, 1 – 27.
- Kruskal, J. B. 1964b. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29, 115 – 129.
- Laime, B. 1997. Īpaši aizsargājamo augu atradņu inventarizācija Liepājas un Aizputes virsmežniecībās. Rīga, LDF. Projekta atskaite.
- Laiviņa, S., Laiviņš, M. 1981. Grīņu rezervāta augu sabiedrību struktūra un vides faktori. *Mežsaimniecība un mežrūpniecība*, 3, 16 – 21.
- Lane, A. 1992. *Practical conservation. Grasslands, heaths and moors*. The Open University, London.
- Loach, K. 1966. Relations between soil nutrients and vegetation in wet heaths. I. Soil nutrient content and moisture conditions. *Journal of Ecology*, 54, 597 – 608.
- Marrs, R. H. 1993. An assessment of change in *Calluna* heathlands in Breckland, eastern England, between 1983 and 1991. *Biological Conservation*, 65, 133 – 139.
- Mather, P. M. 1976. *Computational methods of multivariate analysis in physical geography*. J. Wiley & Sons, London. 532 pp.
- McCune B. & J. B. Grace. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Glenden Beach, Oregon.
- Meusel, H., Jäger, E., Rauschert, S., Weinert, E. 1978. *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora*. Bd. II. Gustav Fischer, Jena. 259 – 421 S.
- Meusel, H., Jäger, E., Weinert, E. 1965. *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora*. Karten Bd. I. Gustav Fischer, Jena, 258 S.
- Miller, G. R., Miles, J. 1970. Regeneration of Heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) of different ages and seasons in North-East Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 7 (1), 51 – 60.
- Mitchell, R. J., R.H. Marrs, M. H. D. Auld. 1998. A comparative study of heathland and successional habitats in Dorest, Southern England. *Journal of Ecology*, 86, 588 – 596.
- Mohamed, B. F., Gimingham, C. H. 1970. The morphology of vegetative regeneration in *Calluna vulgaris*. *New Phytologist*, 69, 743 – 750.
- Palmer, M. W. 1994. Variation in species richness: towards a unification of hypotheses. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica*, 29, 511-30.
- Rutter, A. J. 1955. The composition of wet heath vegetation in relation to the water table. *Journal of Ecology*, 43, 507 – 543.
- Sedlakova, I., M. Chytry. 1999. Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. *Plant Ecology*, 143, 77 – 87.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688 p.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf. 1995. *Biometry*. Third edition. W. H. Freeman & Co., New York.
- Strautnieks, I. 1997. Piemāres līdzenums. Kavacs, G. (red.) *Latvijas Daba*, 4. Rīga, Preses Nams, 122. – 123. lpp.
- Symes, N., Day, J. 2003. *A practical guide to the restoration and management of lowland heathland*. The RSPB, Sandy.
- Taylor, K., A. P. Rowland, H. E. Jones. 2001. *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Journal of Ecology*, 89, 126 – 144.
- Webb, N. R. 1998a. The traditional management of European Heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 35 (6), 987 – 990.
- Webb, N. R. 1998b. History and ecology of European heathlands. *Transactions of the Suffolk Naturalists' Society*, 34, 1 – 10.

Experimental management of forest and wet heath with *Erica tetralix* L. in the nature reserve *Sakas grīņi*

Summary

Vegetation development in wet heathland and wet forest following heath cutting and tree and shrub cutting in the first year after the management and germination of sown *Erica tetralix* seeds was studied in the nature reserve *Sakas grīņi* (Fig. 1). Wet forest represented *Pinus sylvestris* – *Molinia caerulea* – *Erica tetralix* and *Pinus sylvestris* – *Calluna vulgaris* – *Erica tetralix* community and wet heathland – *Calluna vulgaris* – *Vaccinium vitis-idaea* – *Carex nigra* community with *Erica tetralix* occasionally present. The aim of the study was to evaluate the first results of the above mentioned experimental management activities. The following hypothesis were proposed: 1) elimination of dominant *Calluna vulgaris* and soil disturbance favours regeneration of *Erica tetralix* by seed; 2) heath cutting increases plant species diversity; 3) cover of *Erica tetralix* increases after tree and shrub cutting in wet forest. Species composition and cover in percentage was studied in 24 relèves in wet forest and 12 relèves in wet heathland before and after the experimental management (Fig. 5., 6., 7.). The *Erica tetralix* cover did not increase in the first year after the tree and shrub cutting. As the intensity of photosynthesis was higher in plants growing in managed sample plots than that in unmanaged, it was assumed that *Erica tetralix* cover would increase in the following years. The *Molinia caerulea* cover decreased in cut and uncut sample plots that can be explained by increasing moisture due to tree cutting and also by high precipitation in the region in 2007. *Calluna* dominance significantly decreased after heath cutting and species diversity slightly increased. Vegetative regeneration of cut *Calluna* was weak. Heath cutting and soil scarification facilitated *Calluna* regeneration by seed, however it did not facilitated *Erica tetralix* regeneration by seed. Germination of sown *Erica tetralix* seeds was weak as well – it occurred only in one of the nine localities (Table 4). To objectively test the hypothesis the studies are to be continued for 2 – 3 years. The results will provide basis for management of the nature reserve *Sakas grīņi* and *Grīņi* strict nature reserve.

Keywords: *Erica tetralix*, wet heathland, forest, management, succession

Krūmu čužas (*Pentaphylloides fruticosa* (L.) O. Schwarz) vitalitāte un ieteicamās apsaimniekošanas metodes dabas liegumā “Čužu purvs”

Pēteris Evarts-Bunders

Daugavpils Universitāte, Sistemātiskās Bioloģijas institūts
Daugavpils, Vienības iela 13, tel/fax. 5426719,
peteris.evarts@biology.lv

Kopsavilkums

Vienīgajai zināmajai atradnei aizaugot un čužai piemērotiem biotopiem transformējoties, potenciāli ir apdraudēta arī šīs sugas eksistence, tādēļ bija nepieciešams rūpīgi izvērtēt to apsaimniekošanas pasākumu kopumu, kas pozitīvi ietekmētu čužu audžu vitalitāti un konkurētspēju ar citām kokaugu sugām. Pētījumu gaitā skaidrots, kāda antropogēnā darbība pozitīvi ietekmē čužu audžu vitalitāti, kā arī, kādi ekoloģiskie faktori ietekmē čužu audžu vitalitāti dabas liegumā ”Čužu purvs”. Faktori, kuriem ir noteicošā nozīme čužas populāciju dabas liegumā, ir gaismas režīms un mitrums. Dažāda veida antropogēna iejaukšanās čužu audžu vitalitāti ietekmē, galvenokārt, negatīvi.

Atslēgas vārdi: Krūmu čuža, *Pentaphylloides fruticosa*, vitalitāte, dabas liegums “Čužu purvs”.

1. Ievads

Krūmu čuža ir rets, Baltijā izzūdošs rožu dzimtas krūms, kas iekļauts gan Baltijas reģiona, gan Latvijas Sarkanajā grāmatā, kā arī LR MK noteikumos Nr 396 “Par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu”. Latvijā krūmu čuža savvaļā sastopama tikai vienā vietā – avotkalņu veidošanās vietās, kā arī kūdrainās augsnēs Abavas palienē pie Kandavas, dabas lieguma “Čužu purvs” teritorijā, lai arī 19 gs. zinātniskajā literatūrā ir norādes, ka suga Kurzemē bijusi plašāk sastopama (Riekstiņš 1975, Риекстиньш 1977).

Krūmu čuža savā plašajā areālā visbiežāk aug uz kaļķakmens klintīm (atradnes Igaunijā, Zviedrijā, Britu salās, Pirenejos u.c.) (Ball, Pawlowski, Walters, 1968), kā arī gar upju krastiem kaļķakmens klinšu piekājēs (Urāli, Altajs, Tālie Austrumi, Ziemeļamerika) (Шипчинский 1954). Abavas ielejas atradne tāpēc nav tipiska – krūmu čužas augtenē ir savdabīgi edafiskie apstākļi. Uz avotkalņu nogulām akumulējusies plāna (10-25 cm) augsnes kārtā ar izteikti sārmainu reakciju.

Mitruma režīms augsnē sugas izplatības areālā ļoti variē no slapja kalcifilajos purvos Latvijā, līdz sausam neapaugušos kaļķakmens atsegumos Igaunijā un Skandināvijā (Leht, Reier 1999). Acīmredzot, suga spēj pielāgoties visai daudzveidīgiem mitruma režīmiem. Jāatzīmē, ka krūmu čuža areāla Eiropas daļā tomēr aug sausos biotopos, tādēļ pārmērīgs mitruma daudzums, ko rada bebru aizsprosti, aizaugoši grāvji u.c. ūdens noteces šķēršļi, nav vēlams.

Apgaismojuma režīms areāla robežās variē nedaudz mazāk. Sibīrijas un Tālo Austrumu areāla daļā suga upju ielejās bieži aug pamežā, savukārt Eiropas atradnēm raksturīgs pilns saules apgaismojums. Arī šajā ziņā Latvijas atradne ir izņēmums, jo šeit čuža aug arī pamežā, lai arī šādi, daļēji noēnojumā augoši eksemplāri, neapšaubāmi, ir mazāk vitāli. Citi ekoloģiskie faktori literatūrā parasti netiek skatīti.

Latvijā diskutējama ir tiešas antropogēnas darbības pozitīva ietekme – krūmu zaru griešanu slotām, noganīšana un pat tik radikāls paņēmiens kā dedzināšana. Ir zināms, ka cilvēka darbībai ir bijusi liela loma atradnes veidošanās procesā – pirms dabas lieguma ierīkošanas čužu krūmu zarus iedzīvotāji plaši lietoja slotu gatavošanai. Ir informācija, ka šādas slotas izmantoja gan Kandavā, gan apkārtējās viensētās. Tomēr trūkst informācijas, kā čužu audzes vitalitāti ietekmē šāda apgriešana. Šeit 20. gs. piecdesmitajos gados ieguva saldūdens kaļķi, ganīja mājlopus (Dabas lieguma “Čužu purvs” dabas aizsardzības plāns 2005). Vairākkārt izskanējis viedoklis, ka atradne ir antropogēnas izcelsmes un krūmu čuža nav Latvijas autohtonnās floras elements. Lai pierādītu sugas statusu, ir nepieciešama populācijas ģenētiskā analīze un salīdzinājums ar tuvāko zināmo autohtono atradņu materiālu.

Pētījuma mērķis:

- Noskaidrot vitalitāti un ieteicamās apsaimniekošanas metodes Latvijas krūmu čužas populācijai.

Pētījuma uzdevumi:

- Vizuāli novērtēt atradnes stāvokli, kā arī dažādu abiotisko faktoru ietekmi uz čužu audžu vitalitāti.

- Izveidot parauglaukumus, kuros izvērtēt čūžu audžu dabisko atjaunošanos pēc daļējas un pilnīgas dzinumu izgriešanas.
- Izstrādāt apsaimniekošanas pasākumu kopu, kas veicami sugas saglabāšanai.

2. Materiāls un metodes

Dabas liegums “Čūžu purvs” atrodas Rietumlatvijā – Austrumkursas augstienē, Tukuma rajona Kandavas novadā. Liegums aizņem 96 ha platību ~ 1,5 km garā Abavas senlejas posmā upes kreisajā krastā. Abava norobežo teritoriju no ZR, uz DR no lieguma atrodas pļavas, uz ZA un A – mežu masīvs, bet uz D un DA – galvenokārt lauksaimniecības zemes.

Liegums atrodas Kurzemes augstienes klimatiskajā rajonā, kur klimats nedaudz kontinentālāks nekā Piejūras zemienē. Vidējais sniega segas biezums 20 cm, vidējā minimālā gaisa temperatūra -22 °C līdz -25°C (Kalniņa 1995). Klimats ir mēreni vēss un mitrs. Gada vidēja temperatūra ir 6,2 °C, aukstākais mēnesis – februāris (-4,6 °C), siltākais – augusts (17,1 °C). Gada aktīvo temperatūru summa ir 1800 – 1900 °C. Bez sala periods ir 132 dienas. Nokrišņu daudzums gadā ir 650 mm, galvenokārt vasaras otrajā pusē. Sniega sega ir no novembra vidus līdz aprīļa vidum. Mikroklimatiskās atšķirības veidojas atkarībā no ielejas krastu nogāžu ekspozīcijas, kā arī augstuma virs Abavas līmeņa. Vērojamas temperatūras inversijas un pastiprināta miglainība (Strautnieks 1994).

Čūžu purvs izveidojies Abavas kreisajā krastā ielejas zemākajā daļā uz virspalu terases. Tas aizņem 1,5 km garu un 0,5-0,7 km platu joslu no pamatkrasta nogāzes piekājes līdz Abavas palienei. Smirnieku strauts sadala purva masīvu divās atšķirīgās daļās. ZA daļa ir augstais purvs ar simetrisku kupolu, bet DR – zemais purvs, kuru šķērso strauts, kuram lielāko ūdens apjomu veido Velna acs avots. Virsas augstums ir 43–44 m virs jūras līmeņa kupola centrālajā daļā, tā malas josla ir par 5 m zemāka, ar nelielu slīpumu Abavas gultnes un straumes tecējuma virzienā. Ievērojamāko virsas saposmājumu (1,5 m – 2 m) veido pamestie saldūdens kaļķiežu karjeri, kurus daļēji aizpilda ūdens (Dabas lieguma “Čūžu purvs” dabas aizsardzības plāns 2005).

Augsnes virskārtu galvenokārt veido deluviālie nogulumi, ir izveidojušās bagātīgas saldūdens kaļķu iegulas. Lielākajā lieguma daļā augsne ir daudz kaļķa savienojumu. Dabas liegumā sastop zemajiem purviem raksturīgo trūdaino kūdras augsni, velēnu smilts podzolaugusni, pārejas purva kūdras augsni, augstā purva kūdras augsni, tipisko podzola smilts augsni (Riekstiņš 1975).

Pētījumi dabas lieguma “Čūžu purvs” teritorijā veikti 2006. un 2007. gadā no jūnija līdz augustam. Pētījumu galvenais mērķis bija, noskaidrot, kādi eko-

loģiskie faktori ietekmē čūžu audžu vitalitāti, kā arī pētīt, kāda veida antropogēnā darbība pozitīvi ietekmē čūžu audžu vitalitāti un ir pieļaujama dabas lieguma apsaimniekošanā.

Dendroloģiskajos pētījumos vitalitāti var noteikt, izvērtējot kokaugus pēc sekojošas skalas:

1. Suga ražo dīgtspējīgas sēklas, dabā noris regulāra ģeneratīvā vairošanās;
2. Suga ražo dīgtspējīgas sēklas, bet ģeneratīvā vairošanās notiek neregulāri, tikai atsevišķās, optimālās sezonās.
3. Suga ražo dīgtspējīgas sēklas, bet ģeneratīvā vairošanās nenotiek.
4. Suga ražo augļus, bet sēklas nav dīgtspējīgas;
5. Suga zied, bet augļus neražo;
6. Suga veģetē, bet nezied (Cinovskis 1996, ar labojumiem).

Lai noskaidrotu, kā čūžu audzes ietekmē daļēja un pilnīga čūžu krūmu apgrīšana, ierīkoja divus parauglaukumus čūžu audzes nenotiekošajā daļā, kur agrāk nav iegūts avotkaļķis.

Tika izvēlēti divi parauglaukumi 5 × 5 m platībā, kā arī iezīmēts tikpat liels trešais kontroles parauglaukums. Vienā 25 kvadrātmetru parauglaukumā aug 10 – 12 veci, bagātīgi ziedoši krūmi, kā arī vairāki jauni, ēnā augoši, nomākti augi – visdrīzāk atvases vai apsakņojušies zari. Vidējais ziedošu zaru skaits vienā pieaugušā krūmā ir 15 – 25.

Pirmajā izvēlētajā parauglaukumā izgriezti visi zari līdz sakņu kaklam. Lai nākamgad varētu objektīvāk spriest par notiekošo atjaunošanās procesu, izgrieztas arī atsevišķi augošās sakņu atvases un apsakņojušies zari. Lai izvērtētu, kā čūžu audzi ietekmē daļēja zaru izgrīšana, otrajā parauglaukumā izgriezti 50 % no katra parauglaukumā augošā krūma zariem.

Čūžu krūmu virszemes daļu (vasas) vecums noteikts, no krūmu resnākajiem dzinumiem izgrieztās plānās koksnes ripiņas aplūkojot binokulārā lupā 20 – 40 x palielinājumā. Noteikt čūžu dzinumu vecumu pēc gadskārtām ir samērā apgrūtināši, jo koksnes griezumā bez 8 – 10 labi redzamām gadskārtām saskatāmas vēl vismaz 15 – 20 mazāk izteiktas tumšākas līnijas, ticamāk, tā sauktās “neīstās gadskārtas”, kas veidojas krasi mainīgos ekoloģiskos apstākļos augošiem kokaugiem. Tāpēc ir nepieciešami koksnes struktūras papildus pētījumi.

3. Rezultāti un diskusija

3.1. Sugas atradnes patreizējā stāvokļa novērtējums, ietekmējošie faktori

Galvenie abiotiskie faktori, kas ietekmē čūžas populāciju dabas liegumā, ir gaismas režīms, mitrums, mazākā mērā arī augsnes mehāniskais un ķīmiskais sastāvs.



1. attēls. Dabas liegumā “Čužu purvs” ietilpstošo meža nogabalu izvietojums. (Skatīt 20. krāsaino attēlu ielikumā)
Figure 1. Placement of the forest compartments in nature reserve “Čužu purvs”. (See colour plate 20).

Sugas vitalitāte nenotiek un pārlietu neappludinātajās teritorijās vērtējama kā laba – čužas bagātīgi zied, teritorijā atrodami dažāda vecuma augi, veco, bojāgājušo krūmu vietā ataug jauni. Citāda situācija ir notikusi meža teritorijās – 24., 20., 15., 11., 13., 17., 25. un 26. nogabalā (skat. 1. att.). Šeit čužu vitalitāte ir zema, audze ir ļoti izretināta, ir acīm redzams, ka aizaugšana un noēnojums negatīvi ietekme augus. Arī ārpusmeža teritorijās vietām saauguši bērzi, priedes, krūklī un dažādu kārķu sugu audzes vitalitāti ietekmē negatīvi.



2. attēls. Krūmu čužas atjaunošanās. Attēlā ap kreisi – parauglaukums uzreiz pēc krūmu izgriešanas 2006. gada augustā. Attēlā pa labi – lēna čužu krūmu atjaunošanās 2007. gada augustā. Parauglaukumā konstatētas tikai iepriekš apgriezto veco krūmu sakņu kakla atvases, čužas ģeneratīvā vairošanās nav novērota. (Skatīt 21. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 2. Regeneration of the shrubby cinquefoil. Photo on left: study plot just after the cutting of shrubs in August, 2006. Photo on right: the slow regeneration of the shrubby cinquefoil in August, 2007. (See colour plate 21)

Otrs čužu audzi ietekmējošais faktors ir mitruma režīms. Vietās, kur normāla ūdens notecē ir kavēta (bebru dambji, aizauguši, netīrīti grāvji u.c), galvenokārt 24. un 6. nogabalā, čužu audzes ir panīkušas. Eiropā čužas tomēr aug sausākos biotopos, arī vecākajā zinātniskajā literatūrā (Klinge 1884, Starcs 1925) čužai minētas sausas augtenes. Sausos biotopos tā aug arī Igaunijā, rietumos no Tallinas (skat. 4. att), kur tā aug uz glinta (ordovika kaļķakmens klints).

Paaugstināts mitruma režīms čužu audzes ietekmē ļoti būtiski, bet, galvenokārt, netieši. Šeit vēlreiz jāuzsver, ka čuža ir izteikti kserofītisks augs, kuram ir būtiskas augšanas priekšrocības sausās, kalcifilās augtenēs salīdzinājumā ar citām kokaugu sugām. Ekstremāli sausās vasarās lielākā daļa koku un krūmu, augot gandrīz tieši uz avotkaļķa vai arī plānā kūdras kārtā, kas sedz avotkaļķa slāni, iet bojā no sausuma. Tas ir galvenais selektīvais faktors, kas ļāvis krūmu čužas atradni saglabāties un nepāraugt ar mežu. Mainoties mitruma režīmam (tie galvenokārt ir bebru dambji, kā arī nokrišņu ūdeņu noplūdes kavēšana, aizaugot upītēm un grāvjiem), ekstremāli sausās vasaras vairs nedarbojas kā selektīvais faktors, kas nodrošina citu kokaugu nokalšanu. Rezultātā jācīnās ar sekām – avotkaļķu purvu pastiprinātu pārmežošanu, lai pasargātu čužas no pārmērīga noēnojuma.

Citi ekoloģiskie faktori pašreiz čužu audzes ietekmē nebūtiski.

Latvijas savvaļas čužu populāciju potenciāli ietekmējošie faktori – dažāda veida rūpīgi nepārdomāta antropogēnā darbība. Lieguma apmeklētājiem tiek veidota izziņas taka, plānojot to galvenokārt pa agrāk eksistējošiem ceļiem un takām, tādā veidā novēršot visu lieguma izbradāšanu. Tāpat potenciāli bīstama var būt

kūlas dedzināšana apkārtējās lauksaimniecībā izmantojamajās teritorijās.

3.2. Sugas dabiskās atjaunošanās novērtējums

Sugas dabiskā ģeneratīvā vairošanās Latvijas populācijai ir kavēta, jo 2006. un 2007. gada veģetācijas sezonā apsekojot visu lieguma teritoriju, jauni čužas eksemplārus – sēkraudžus (atšķirtībā no sakņu atvasēm) nekonstatēja. Taču sēklu attīstība pogaļās noris normāli. Vidējais sēklu skaits augļos dažādās Latvijas un Igaunijas populācijās ir 15 – 30. Jāpiebilst, ka Baltijā augošā krūmu čuža ir tetraploīdi divmāju krūmi. Sievišķajiem ziediem ir labi attīstītas, bet sterilas putekšnīcas, savukārt vīrišķajos ziedos pēc noziedēšanas auglis izveidojas, bet tajā neattīstās sēklas. Tas var būt iemesls kļūdām, veicot pētījumus par sēklu veidošanos.

Sēklu dīdžība ir relatīvi laba. Kā liecina Igaunijā veiktie pētījumi, dīgst no 27,3 līdz 40,9 procentiem sēklu (Leht, Reier 1999). Šajā pašā pētījumā, apsekojot Latvijas čužu atradni deviņdesmito gadu vidū, atsevišķās vietās bez veģetācijas segas ir uzskaitīti 12 līdz 14 jauni sējeņi uz 1 dm², piebilstot, ka divgadīgus vai trīsgadīgus krūmus pētītajās teritorijās nav izdevies konstatēt.

Tas, ka ģeneratīvā pavairošanas veiksmīgi noris tikai atsevišķos, sevišķi labvēlīgos gados, ir izskaidrojams ar ekstremālajiem, augšanai maz piemērotajiem apstākļiem pirmajos dzīves gados. Plānā auglīgās zemes kārtiņa, izsalšana ziemās, kā arī applūšana un vēlāka izkalšana vasarās padara jauno augu izdzīvošanu gandrīz neiespējamu. Ģeneratīvā vairošanās Latvijas un Igaunijas populācijās nav nozīmīga, vairumā gadījumu noris augu veģetatīvā vairošanās ar sakņu atvasēm vai arī, apsakņojoties vecajiem zariem.

Tomēr nevar uzskatīt, ka Latvijas populācijā ģeneratīvā vairošanās nenotiek vispār, jo populācijā vērojama krasi sadalīta vecuma struktūra. Pieaugušo krūmu zariem saskatāmas 15 – 20 koksnes gadskārtas. Jaunāku krūmu zari ir ar 10 – 12 neskaidri saskatāmām gadskārtu joslām, savukārt eksemplāru, kas varētu būt jaunāki par 10 gadiem, nav vispār. Līdzīgu secinājumu var izdarīt no 2006. gadā ierīkotā parauglaukuma analīzes, kurā līdz sakņu kaklam tika izgrieztas visas čužu atvases. Parauglaukumā (skat. 2. att.) pēc veco krūmu izgriešanas lēni atjaunojas tikai veco krūmu sakņu kakla atvases, savukārt jaunu sējeņu parādīšanās nav novērota. Izvērtēt čužu krūmu atjaunošanās dinamiku tikai pēc viena gada rezultātiem, ir pārāgri. Atjaunojušās atvases vai nu nezied, vai arī tām it tikai pa vienam ziedam (ziedu skaits uz viena dzinuma kontroles augiem – 40-50).

Svarīgi, ka, izgriežot čužu krūmus, parauglaukumā, pretēji gaidītajam, nesavairojas vien- un divgadīgās nezāles, kā arī citu kokaugu sējeņi. Gluži pretēji – parauglaukumā lielākoties iznīkst tur iepriekš augušas zilganās molīnijas (*Molinia caerulea* (L.) Moench.), zilganās seslērijas (*Sesleria caerulea* (L.) Ard.), dažādu grīšļu (*Carex* spp.) sugu ceri un atsedzas kaila minerālaugsne.

Līdzīgi secinājumi izriet arī no bijušo kaļķakmens karjeru analīzes. Vietās, kur 20 gs. piecdesmitajos gados čužu audzes tikušas pilnīgi iznīcinātas, čužas atjaunojas ļoti lēni. Atjaunošanās procesu vēl vairāk kavē paaugstināts mitruma daudzums. Vietās, kur ilgstoši saglabājas lāmas ar mieturaļģu (*Chara* spp.) audzēm, čužu krūmu atjaunošanās vispār nenotiek (skat. 3. att.)



3. attēls. Krūmu čužas dabiskā atjaunošanās vietās, kur 50-tajos gados ieguva avotkaļķus. 50 gadu laikā čuža ļoti vāji atjaunojusies mitrākās vietās, kur pavasaros ilgstoši saglabājas lāmas (attēls pa kreisi). Arī sausākās vietās (attēls pa labi) atjaunošanās noritējusi ļoti lēni, 50 gadu laikā šeit krūmu čužu projektīvais segums nepārsniedz 30 – 40 %. (Skatīt 22. krāsaino attēlu ielikumā)

Figure 3. Natural regeneration of the shrubby cinquefoil in locations where lime was extracted in 1950-ies. Regeneration has been very poor in wetter places during the last 50 years. Regeneration has also been slow in dryer places; projective cover of the shrubby cinquefoil does not exceed 30-40%. (See colour plate 22)



4. attēls. Krūmu čužas atradne Ziemeļgaunijā netālu no Keila-Joa. 2006. gada oktobris.

Figure 4. Locality of the shrubby cinquefoil in northern Estonia in vicinity of Keila-Joa. October, 2006.

3.3. Pasākumi, kas veicami sugas saglabāšanai

Galvenais pašreiz realizējams apsaimniekošanas pasākums dabas liegumā “Čužu purvs” – koku un krūmu izciršana ārpus meža teritorijas, kā arī 6. nogabalā (skat. 1. att.). Paredzēts saglabāt tos kokaugus, kas kopā ar krūmu čužu veido dabisku fitocenozi. Šeit būtu saglabājami visi kadiķi, Pallas sausserži (*Lonicera caerulea* L. subsp. *pallasii* (Ledeb.) Browicz), krūklī, parastās bārbeles, kā arī atsevišķas lielās priedes. Jāpiezīmē, ka šie kokaugi sastopami arī tuvākajās čužu atradnēs Ziemeļgaunijā (skat. 4. att.).

Dabas lieguma teritorijā nav pieļaujama meža tālāka izplešanās, tādēļ meža – purva robežjoslām jāpievērš īpaša uzmanība un ieaugušie koku sējeņi savlaicīgi jāizcērt. Protams, kā jau iepriekš minēts, šajā gadījumā tā ir cīņa ar sekām, kas rodas no pārmērīgas mitruma uzkrāšanās purvā vasarā, tādēļ apsaimniekošanas pasākumu ietvaros būtu paredzami strautu un grāvju renovācijas darbi. Protams, tas ir pretrunā ar meliorācijas noteikumiem, kas šādus pasākumus neatļauj veikt īpaši aizsargājamās dabas teritorijās, tomēr šajā gadījumā strauji pārpurvošanās procesi ar kavētu

nokrišņu ūdeņu noplūdi teritorijā ir acīmredzami nevēlami. Teritorijā nav vēlami arī bebru aizsprosti. Šādu samērā radikālu apsaimniekošanas pasākumu pretiniekiem būtu jāsaprot, ka, mākslīgi neiejaucoties, dabas lieguma biotopu dabiskās sukcesijas turpināsies nevēlamā – teritorijas apmežošanās – virzienā.

Krūmu čužai kā izteikti kalcifilam augam šajā teritorijā ir ievērojamas augšanas priekšrocības salīdzinājumā ar citiem kokaugiem. Tomēr, uzkrājoties nokrišņu ūdeņiem, substrāta reakcija var mainīties, kas rezultātā negatīvi ietekmē krūmu čužas konkurents spēju salīdzinājumā ar citām kokaugu sugām

Protams, arī otrā galējība – pilnīga nosusināšana – nav vēlama, jo pārlieks sausums visā veģetācijas sezonas garumā izjauks purva dabiskās biogeocenozes, kā arī būtiski palielinās ugunsgrēka iespējamību. Kā jau minēts iepriekš, sausums purvu ietekmē tikai ekstremāli sausās vasarās, pēc kurām saglabājas tikai kserofītiskas, šādiem biotopiem raksturīgas sugas, bet mezofīti iet bojā.

Efektīvs apsaimniekošanas pasākums varētu būt arī pameža un paaugas izciršana tajos meža nogabalos,



5.attēls. Daļējas zaru izgriešanas rezultāts 2007. gada augustā – veco čužu krūmu vitalitāte un ziedēšanas intensitāte ir tāda pati, kā apkārtējiem krūmiem, kurus neapgriezta.

Figure 5. Result of the partial cutting of branches in August, 2007. Vitality and intensity of blooming is similar between managed and unmanaged shrubs.

kuros vairāk saglabājušas čužas: 25., 17., 13., 24. u.c. Šādi varētu novērtēt, kā čužu audžu vitalitāte mainās atēnotos biotopos, un, ja tā krasi uzlabojas, pamežu iztīrīt arī citos nogabalos.

Daļēju čužu zaru apgriešanu slotām var izmantot kā paņēmieni veco krūmu atjaunināšanai. Veicot novērojumus parauglaukumā, kurā katram vecajam krūmam izgriezta 50 % zaru, var secināt, ka jau otrajā gadā krūmu vitalitāte un ziedēšanas intensitāte neatšķiras no tiem augiem, kuriem zarus neizgriezta (skat. 5. att.). Izgriežot daļu veco zaru, var stimulēt jaunu, vitālāku dzinumumu veidošanos, tomēr kopumā jāatzīst, ka šāds apsaimniekošanas pasākums ir darbietilpīgs, lēns un sasniegtais efekts nav atšķirams no kontroles parauglaukumā novērotā.

Jāsecina, ka arī pilnīga čužu krūmu apgriešana ir neefektīvs apsaimniekošanas paņēmiens, jo apgrieztie krūmi atjaunojas ļoti lēni. Protams, šādu apgrieztu augu atjaunošanās jāvērtē ilgākā laika posmā, tomēr jau tagad var izteikt pieņēmumu, ka vislabāk krūmu čužas audze jūtas, ja to traucē pēc iespējas mazāk.

3.4. Nepieciešamais monitorings, pētījumi sugas saglabāšanai

Parauglaukumiem nepieciešami vismaz trīs gadu novērojumi, lai izvērtētu krūmu reģenerāciju, jauno atvašu veidošanās intensitāti, kā arī iespējamo parauglaukuma aizaugšanu no malām vai krūmu izplatīšanos ar sēklu palīdzību. Tāpat jāvērtē risks, kāds pastāv, šādām atkailinātām teritorijām aizaugot ar citām, ekoloģiski agresīvākām, nevēlamām koku un krūmu pioniersugām – dažādām kārķļu sugām, priedi, bērzu, krūkli utt.

Vitality of Shrubby Cinquefoil (*Pentaphylloides fruticosa* (L.) O. Schwarz) and recommended methods of management in nature reserve "Čužu purvs"

Summary

The only known deposit of shrubby cinquefoil overgrows and appropriate habitats transform, due to that the existence of this species is endangered as well, therefore it was necessary to evaluate thoroughly the stock of their management, which would positively impact vitality of cinquefoil stands and their competitiveness with other species of woody plants. During the research the following matters were clarified: what kind of anthropogenic activities positively impacts the vitality of cinquefoil stands, as well as what ecological factors impact the vitality of cinquefoil stands in the Nature Restricted Area "Čužu purvs". The light regime and humidity are the factors, which have the uppermost significance for cinquefoil population in the Nature Restricted Area. Various kinds of anthropogenic interference influence the vitality of cinquefoil stands mainly negatively.

Key words: Shrubby Cinquefoil, vitality, Nature Restricted Area "Čužu purvs"

Kopējā atradnes vitalitāte jāvērtē katrus 8–10 gadus. Pēc apsaimniekošanas pasākumu realizēšanas veikto darbu efektivitāte jāvērtē katru gadu.

Literatūra

- Ball P., Pawlowski B., Walters S. 1968. *Potentilla*. In: Flora Europaea, Cambridge 2: 39.
- Dabas lieguma "Čužu purvs" dabas aizsardzības plāns. 2005. Latvijas Dabas fonds.
- Cinovskis R. 1979. Latvijas PSR ieteicamo krāšņumaugu sortiments. Rīga. 276 lpp.
- Cinovskis R. 1996. Koku un krūmu introdukcijas vēstures, aklimatizācijas un naturalizācijas īss apskats. Grām: Latvijas ģeogrāfu kongress'96. Rīga, 20–24.
- Kalniņa A. 1995. Klimatiskā rajonēšana. Grām: Latvijas daba. Enciklopēdija. 2. sēj. Rīga, Latvijas enciklopēdija, 245.
- Klinge J. 1883. Holzgewächse von Est-, Liv- und Curland. Dorpat. 290 s.
- Leht M., Ü. Reier. 1999. Origin, chromosome number and reproduction biology of *Potentilla fruticosa* (Rosaceae) in Estonia and Latvia. *Acta Botanica Fennica*. 162: 191–196.
- Riekstiņš I. 1975. Čužu liegums. *Mežsaimniecība un mežrūpniecība*. 2: 42–45.
- Stares K. 1925. Koku un krūmu noteicējs. Rīga, 444 lpp.
- Strautnieks I. 1994. Abavas senleja. Grām: Latvijas daba. Enciklopēdija. 1. sēj. Rīga, 10.–11.
- Риекстиньш И. 1977. Охрана Курильского чая кустарникового в Латвийской ССР. Ботанические сады Прибалтики. Охрана растений. Рига. 94.–103.
- Шипчинский Н. В. 1954. *Dasiphora* Raf. – В кн.: Деревья и кустарники СССР, том 3, Москва – Ленинград, 611–614.

Upju biotopu apsaimniekošana: Salacas un Jaunupes rekultivācijas pieredze

Andris Urtāns,

Ziemeļvidzemes biosfēras rezervāta administrācija,

Rīgas iela 10, Salacgrīva, LV-4033

andris.urtans@biosfera.gov.lv

Kopsavilkums

Raksts sniedz ieskatu par Eiropas nozīmes aizsargājamā biotopa – upju straujteču – stāvokli Salacā un Jaunupē saistībā ar eitrofikācijas procesiem un 2006.-2007. gadā pielietotajām metodēm abu upju rekultivācijā vairāk nekā 20 hektāru kopplatībā. Aprakstīta 2007. gadā izstrādātā un pielietotā upju rekultivācijas metode un izvērtēta tās sākotnējā efektivitāte. Raksts dod ievirzi izstrādātās metodes turpmākai pielietošanai arī citu Latvijas upju integrētai apsaimniekošanai.

Atslēgas vārdi: *Rekultivācija, straujteces, zivju nārsta un uzturēšanās vietas, ūdensaugi.*

1. Ievads

Upes ir neiztrūkstoša Latvijas ainavas sastāvdaļa. Tās ir ne tikai ūdensaugu un dzīvnieku dzīvesvietas. Upes un to piekrastes josla ir nozīmīgs augu un dzīvnieku migrācijas koridors un vienlaikus darbojas arī no laukiem, tūrumiem un mežu izcirtumiem izskaloto biogēnu – fosfora un slāpekļa savienojumu pārtveršanā un akumulēšanā (Cowx, Welcomme 1998). Upes vienlaikus darbojas arī kā efektīvas dabiskas attīrīšanas iekārtas un filtri, kur ieskalotie ķīmiskie savienojumi, atmirušās augu, dzīvnieku un augsnes daļiņas bioķīmisko reakciju un fizikālo faktoru iespaidā tiek transformētas augiem un dzīvniekiem pieejamu barības vielu veidā vai vienkārši izgulsnētas. Šo pārvērtību efektivitāti un intensitāti nosaka tādi faktori kā upes caurplūdums, straumes ātrums, gultnes raksturs, piekrastes joslas „caurlaidība” (Mander 1995).

Pēdējo gadu desmitu laikā cilvēka (bez)darbības iespaidā ir būtiski mainījušās upju bioloģiskās un fizikālās īpašības – upes aizaug, aizsērē, tajās izzūd kādreiz bieži sastopamās augu un dzīvnieku sugas. Kā iemesli tiek minēti ūdensteču bagātināšanās ar fosfora un slāpekļa savienojumiem no punktveida piesārņojuma avotiem un izkliedētās biogēnu noplūdes no sateces baseina (Madsen 1995). Mazāk novērtēta ir upju funkciju degradācija saistībā ar cilvēka ekstensīvas darbības apsūkumu upju piekrastes joslā (O Grady 2006).

2006. un 2007. gadā tika veikti atsevišķu Salacas posmu, bet 2007. gadā arī Jaunupes lejteces rekultivācijas pasākumi. Finansējuma piesaiste Salacas un Jaunupes rekultivācijai lielā mērā bija iespējama pateicoties Salacas starptautiskajam lašupes statusam. Vienlaikus makšķernieku terminoloģijā lietotais ter-

mins „lašupes” orientē sabiedrību uz lašveidīgajām zivīm kā galveno upju vērtību, novārtā atstājot citas upju vērtību kategorijas. Nepamatoti piemirsts, ka straujteces ir izdalītas kā Eiropas nozīmes aizsargājama biotops (Biotopu Direktīva, I Pielikums, biotopa kods 3260). Bieži netiek ņemts vērā, ka upes ar straujteču/ lēno posmu miju ir nozīmīgas arī citu ar Latvijas un Eiropas likumdošanas aktiem aizsargājamu sugu aizsardzībai.

2. Upju atjaunošanas pasākumu norises vietas raksturojums

Salaca. Salacas garums ir 95 km, baseina platība 3420 km², gada notece 1,10 km³. Salacas noteci galvenokārt veido Burtnieku ezera ūdeņi, mazāk pietekas, kas vasarā dod 10 %, bet palu laikā – ap 16 % no kopējās Salacas upes noteces.

Gada vidējais caurplūdums ir 34 m³/sek, pavasara palos tas sasniedz vidēji 171 m³/sek, bet vasaras minimālie caurplūdumi svārstās no 3-6 m³/sek. Salacai raksturīgs arī pazemes avotu izplūdums gultnē, kas ir visai labvēlīgs faktors lašu zivju dabiskajam nārstam un pret skābekļa deficītu jutīgām bezmugurkaulnieku sugām.

Salacas upes kritums no iztekas līdz grīvai ir 42 m un ir nevienmērīgi sadalīts – upes augštecē no iztekas līdz Īģes grīvai tas ir mazs – ap 0,2 m/km, bet no Mērnīku bijušajām dzirnavām līdz Jaunupes grīvai – ap 1 m/km (straumes ātrums vidēji 0,3-0,6 m/sek) (Rodinovs 1989).

Jaunupe. Jaunupe ir 17. gadsimtā izrakts kanāls un savieno Svētupi ar Salacu. Garums 4,4 km. Sateces baseins (kopā ar Svētupi) 445 km³. Kritums 5,2 m. Vidējā

notece 2,0 m³/sek. Vidējie straumes ātrumi 0,2 – 0,5 m/sek. Agrākajos laikos Svētupes un Jaunupes sazarojumā bija slūžas, kas koku pludināšanas laikā ūdeni novadīja galvenokārt uz Salacu. Šobrīd slūžas ir pamestas un sagruvušas, un nedaudz vairāk par pusi no kopējā Svētupes ūdens daudzuma (2,6 m³/sek) notek Rīgas jūras līcī tieši pa pašu Svētupi.

3. Hidroķīmiskais raksturojums

Salacas baseina ūdeņu ķīmiskais sastāvs veidojas Burtnieku ezerā, tomēr upes tecējumā tas transformējas pazemes ūdeņu, virszemes noteces, kā arī antropogēnā piesārņojuma un ūdens organismu dzīvības procesu rezultātā.

Ķīmiskā skābekļa patēriņa vērtības, kā to rāda ilglaicīgie pētījuma rezultāti, kas raksturo grūti noārdāmo organisko vielu daudzumu, vasaras periodā ir diezgan stabilas (30-38 mg/l). Arī rudens un ziemas periodā ķīmiskā skābekļa patēriņa izmaiņas upes tecē ir nebūtiskas, kaut gan koncentrācijas ir nedaudz augstākas (attiecīgi: 43-54 mg/l un 36-48 mg/l). Arī biogēno elementu koncentrācijas (nitrāta joni, nitrīti, amonija joni, fosfāta joni) Salacā pieaug grīvas virzienā ar paaugstinātām koncentrācijām lejpus apdzīvotajām vietām. Nitrātu un amonija jonu koncentrācijas atbilst labas kvalitātes lašveidīgo ūdeņiem.

Skābekļa režīms Salacas upē visumā ir labs visos gada periodos, kas sekmē normālus bioķīmiskos procesus un visu grupu ūdens organismu attīstību.

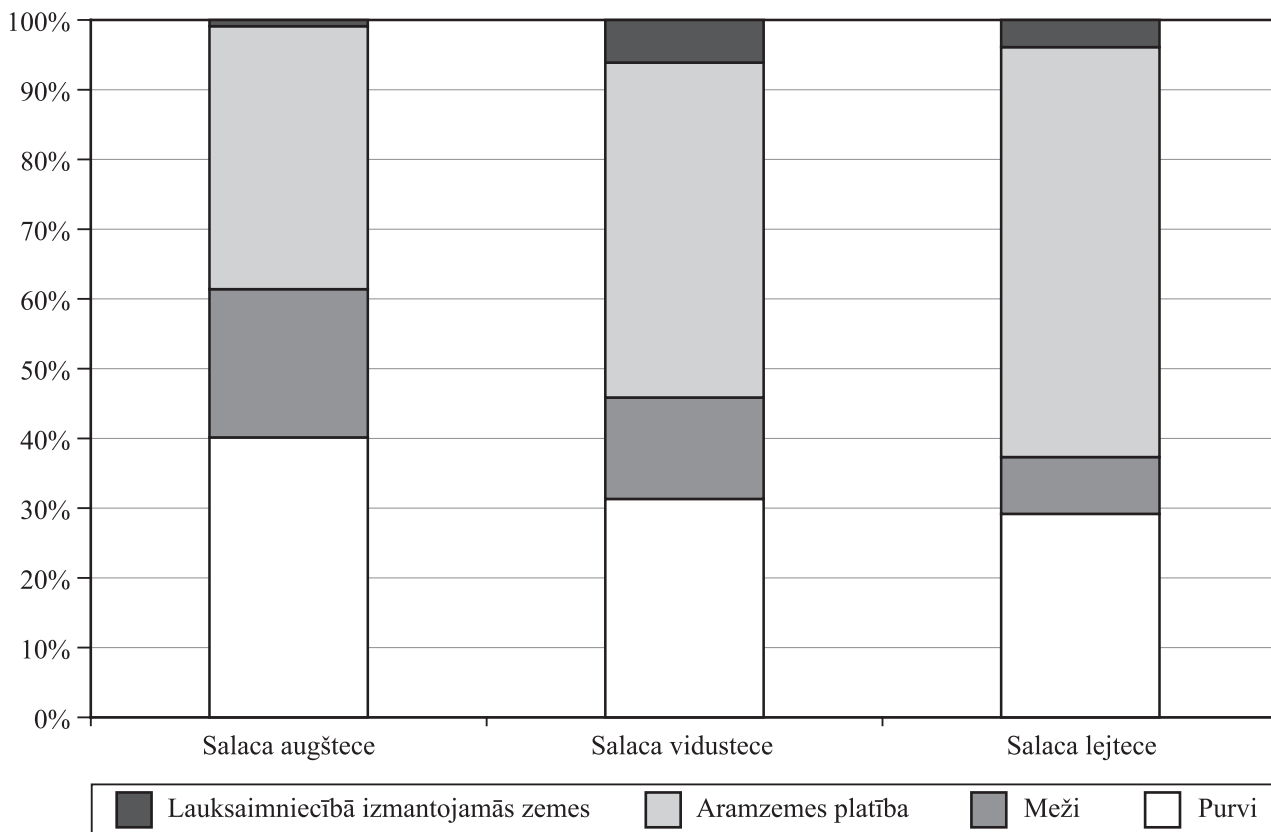
Ziemā ūdenī izšķīdušais skābeklis zemledus slānī ir 7-8 mg/l, bet vaļējās straujtecēs 10-12 mg/l. Pavasara palu laikā ūdenī izšķīdušā skābekļa daudzums ir 9-10 mg/l, vasarā pārsvarā 7-9 mg/l. Visās sezonās skābekļa piesātinājums parasti ir 80-90 %.

Galvenie ūdens ķīmiskā sastāva rādītāji: kopējā cietība, elektro vadītspēja, BSP₅, ŪSP, ūdens krāsainība, pH un biogēno elementu saturs Salacas upē kopumā atbilst mazpiesārņotai upju fona līmenim (Rodinovs 1989).

4. Zemes lietojuma veidi un to ietekme uz eutrofikācijas procesiem Salacā un Jaunupē

Saimnieciskās darbības ietekmes izvērtējumu Salacas baseinā ir sniegusi I. Karlsona (Karlsona 2002.). Tas novērtēts kā vidēja līmeņa lauksaimnieciskās darbības slodžu rajons ar tendenci uz augstāku līmeni Valmieras rajonā un zemāku – Limbažu un Valkas rajonos

Kopumā Salacas baseina zemes lietojuma veida sadalījums veicina ūdens kvalitātes nodrošināšanu Salacas upē atbilstoši lašveidīgo ūdeņu prasībām. Pat pie salīdzinoši augstām aramzemes platībām upes vidustecē un



1. attēls. Zemes lietojuma veids Salacas upes augštecē, vidustecē un lejtecē (pēc Karlsona 2002)

Figure 1. Land use in upper, middle and lower reaches of Salaca river (after Karlsona 2002).

augštecē nav vērojama izteikta ūdens kvalitātes pasliktināšanās. Atbilstoši saprobioloģiskajam indeksam upe ir raksturojama kā vāji līdz mēreni piesārņota. Vienlaikus upes gultnē ir konstatēta samērā augsta biogēnu koncentrācija. Ir izteikta versija par upes garenprofila būtisko ietekmi uz ūdens kvalitātes stabilizāciju.

5. Antropogēnās ietekmes izpausmes

Kā galvenais Salacas un Jaunupes bioloģiskās sistēmas funkcionēšanu ietekmējošais faktors tika definēts biogēnu ieplūde un akumulēšanās gruntīs. Šī faktora vizuālā izpausme ir upes aizaugšana ar ūdensaugiem. Aizaugumā tas visspilgtāk izpaužas straujteču posmos, kur strauvē skābekļa piesātinājuma ietekmē tiek aktivizēti ūdensaugu vielmaiņas procesi. Lielākajā daļā no straujteču posmiem aizaugums pārsniedz 30 % līmeni. Atbilstoši literatūras datiem (Madsen 1995, Urtāns 2002) tas ir uzskatāms kā kritiskais robežlielums upes aizaugumam, kuru pārsniedzot upēs izpaužas negatīvas sekas gan ūdens plūsmas hidrauliskajā spiedienā uz upes krastiem un to izskalošanā, gan ūdensteču līdznestā materiāla izgulsnēšanā. Vienlaikus tas nozīmē arī to, ka šajos posmos samazinās atklātas upes gultnes platības, kuras ir piemērotas noteiktu sugu bezmugurkaulniekiem un zivīm. Kā viens no krāču degradējošajiem faktoriem ir minami plostu pludināšanas apsūkums un minerālmēsļu plaša pielietojuma sakrītība pagājušā gadsimta sešdesmitajos gados. Baļķu un plostu pludināšana nodrošināja Salacas upes gultnes regulāru uzirdināšanu un ūdensaugu sakņu sistēmu (it īpaši tas ir attiecināms uz ezermeldriem *Scirpus lacustris*) iznīcināšanu. Apsūkot šai praksei, ezermeldru sakņu specifika veidot blīvus režģveidīgus sakneņus, veicināja straujteču "saspiešanu". Tā izpaužas kā sākotnēja ezermeldru joslas izveidošanās krāču atstraumēs un turpmāka ekspansija virzienā uz upes centrālo daļu. Acīmredzami šādu ekspansiju veicina arī mazūdens periodi augu veģetācijas sezonā, kuru laikā sakneņi ar piesakņu palīdzību nostiprinās gultnē (Urtāns 1989). Izveidojušās blīvās režģveida struktūras ir noturīgas pret paaugstinātu straumes ātrumu un atsevišķiem mehāniskiem bojājumiem. Starp šīm režģveidīgajām struktūrām akumulējas sedimenti, radot iespēju te iesakņoties un attīstīties arī citām ūdensaugu sugām. Tādejādi straujtece ar atbilstošu straumes ātrumu morfoloģiski vairs neatbilst šim statusam – akmeņainās un oļainās gruntis ar lielu mikrodzīvotņu variāciju, kas ir piemērota reofilajām (straumi mīlošajām) aļģu, bezmugurkaulnieku un zivju sugām, kļūst piemērotas tikai atsevišķām starp ūdensaugu saknēm dzīvojošām sugām. Salīdzinājumā ar neskartās straujteces dominējošām ūdenssūnu (*Fontinalis spp.*) sugām ar lielu virsmas laukumu nelielā platībā, ezermeldri ar lineārajām lapām un stumbra pārveidnēm ir sugām samērā nepiemērots un nabadzīgs substrāts.

Jaunupē pagājušā gadsimta astoņdesmitajos gados biogēnu noplūdes rezultātā upes aizaugums sasniedza 60-80 % no upes virsmas. Te 1986. gadā, no upes izvācot ūdensaugu aizaugumu un upes gultnē veidojot akmeņu sakopojumus, lai radītu daudzveidīgas dzīvotnes un upes plūduma raksturu, tika veikts viens no pirmajiem upes bioloģiskā rakstura atjaunošanas mēģinājumiem Latvijā (Urtāne 1990.). Tomēr 17 gadu laikā, nenovēršot biogēnu ieplūdi no Jaunupes/Svētupes sateces baseina (445 km²), daudzviet upē aizaugums bija atjaunojies, sasniedzot 50-60 % no upes virsmas.

Par upes straujteču degradāciju liecina arī LZPI kopš 1982. gada veiktais lašveidīgo zivju monitorings, uzrādot uz kopējo straujteču platību attiecināmu potenciālu lašu mazuļu produkcijas palielinājuma iespēju. Tas ir būtiski, ņemot vērā Salacas kā Indikatīvās Lašupes statusu un Baltijas jūras Zivsaimniecības komisijas (IBSFC) Rīcības plānu Baltijas laša populācijas atjaunošanai (Birezaks 2006).

Kā būtiska ūdensteču funkcionēšanu ietekmējoša problēma tika fiksēta arī koku un upes līdznesto dzīvotņu veidotie sagāzumi un aizsprosti. Atsevišķās vietās starp Salacā izvietotajām salijām un sēkļiem tika konstatēti koku sagāzumi un aiz tiem akumulēti lieli sanešu apjomi, kuri kardināli izmainīja upes gultnes raksturu, padarot to nepiemērotu lašveidīgajām zivīm. Atsevišķu sagāzumu elementu izcelsme bija atšķirīga. Uz daudziem sagāzumus veidojošajiem kokiem bija redzamas bebru darbības pēdas, proti, sagāzumu izcelsme ir saistāma ar bebru darbību. Daļu no sagāzumiem veidoja baltalkšņu (*Alnus incana*) stumbri un to daļas, sabrūkot pāraugušajām baltalkšņu audzēm upju krastos. Tika novērots, ka vienlaikus šādi koku sagāzumi ne tikai veicināja krastu izskalošanos, bet arī apdraudēja ūdenstūristu pārvietošanās drošību.

6. Ūdenstece apsaimniekošanas mērķis

Salaca ir galvenā dabiskā nārsta lašu upe Latvijā, ik gadu ataudzējot līdz 30 tūkst. uz jūru migrējošu mazuļu – smoltu. Taimiņa un nēģa resursu ataudzēšanā Salaca ieņem trešo vietu aiz lielajiem Gaujas un Ventas baseiniem, vimbas – arī trešo vietu aiz Ventas un Lielupes baseiniem. Salacas unikālā zivsaimnieciskā nozīme izriet no visu minēto vērtīgo zivju sugu resursu kompleksās bagātības. Ceļotājzivju atražošanas efektivitāti un populāciju lielumu tieši nosaka to nārsta vietu platība un stāvoklis.

Pie šāda visai labvēlīga vispārēja raksturojuma, 2002. gadā veicot Salacas upes kartēšanu (Birezaks 2006), tika konstatēts, ka lielākā daļa no 57 Salacas vidustecē un lejtecē apsekotajām straujtecēm (posmi ar straumes ātrumu virs 0,3 m/sek), ir pārauguši ar augstākajiem ūdensaugiem vairāk nekā 30 % apmērā.

1. tabula. Nozīmīgāko Salacā sastopamo reto un aizsargājamo sugu nārsta un uzturēšanās biotopu raksturojums
Table 1. Characteristics of spawning and dwelling habitats of the most important rare and protected species in River Salaca.

Suga	Aizsardzība ES ¹	Aizsardzība LV ²	Nārsta un uzturēšanās biotopu raksturojums (1.,3.,4.)
Biezā perlamutrene <i>Unio crassus</i>	+	+	Smilšaini oļaini upes posmi
Upes raibgliemezis <i>Theodoxus fluviatilis</i>		+	Akmeņaina gultne
Upes icīšgliemezis <i>Ancylus fluviatilis</i>		+	Akmeņaina gultne
Upes nēģis <i>Lampetra fluviatilis</i>	+		Nārsta vietas atrodas plašās, seklās straujtecēs ar dziļumu 0.3–0.8m, straumes ātrums 0.5–1.0 m/sek, kur gultnē dominē grants ar smalkiem oļiem (3–15 mm). Dažkārt nēģi var nārstot arī tikai uz rupjas grants substrāta. Nēģa kāpuru dzīves vietas ir ar detrita dūņu kārtu klātas smalksmilts gruntis
Strauta nēģis <i>Lampetra planeri</i>	+		Skat. <i>Lampetra fluviatilis</i>
Lasis <i>Salmo salar</i>	+	+	Nārstam optimāls ir straumes ātrums 0.6–1.0 m/sek, grunts struktūra – galvenokārt dažāda lieluma (12–50 mm) oļi – ap 40%, rupja grants – 20%, kā arī akmeņi (50–150 mm) – 30%. Smilšu un detrita piejaukums nedrīkst pārsniegt 10%. Nārsta vietas dziļums – vismaz 0,5 m.
Taimiņš <i>Salmo trutta</i>		+	Nārstam piemērotās vietas ir seklākas straujtes ar dziļumu 0,3–0,6m, straumes ātrumu 0.5 m/sek. Nārsta vietas grunts ir smalkākas struktūras, kurā dominē rupja grants un sīki oļi (75%) un tikai atsevišķi akmeņi (15%).
Spidilķis <i>Rhodeus sericeus</i>	+		Zāļaini upes posmi ar smilšaini akmeņainām gultnēm
Akmeņgrauzis <i>Cobitis taenia</i>	+		Smilšaini akmeņainas gultnes
Pīkste <i>Misgurnus fossilis</i>	+		Dūņainas gruntis ar ūdensaugiem
Platgalve <i>Cottus gobio</i>	+	+	Akmeņainas gultnes
Vimba <i>Vimba vimba</i>			Straujtes ar cietu gultni, kas klāta ar irdenu rupju granti un oļiem līdz 50 mm diametrā un atsevišķiem akmeņiem līdz 150 mm. Optimālais nārsta vietas dziļums – ap 0.5 m, straumes ātrums 0.7 m/sek.

¹ES direktīvas 92/43/EEC II pielikums.

²Ministru kabineta 2000. gada 14. novembra noteikumi Nr. 396 "Noteikumi par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu" 1. pielikums.
ES nozīmes aizsargājama biotops 3260: Upju straujtes.

Nosakot upju apsaimniekošanas mērķi tikai pēc vienai sugai optimāliem parametriem, tiek piemirsts, ka upes ar straujteču/lēno posmu miju ir nozīmīgas arī citu ar Latvijas un Eiropas likumdošanas aktiem aizsargājamo sugu aizsardzībai. Salacas un Jaunupes gadījumā tās ir vēl vairākas sugas (1. tabula).

Iepriekš uzskaitīto aizsargājamo un tautsaimnieciski nozīmīgo (vimba) sugu dzīvotņu raksturojumi ļāva definēt Salacas un Jaunupes rekultivācijas mērķi – atjaunot Eiropas nozīmes aizsargājamās straujteču biotopus, vienlaikus nodrošinot reto un aizsargājamo sugu dzīvotnes un upju integrētu izmantošanu.

7. Darbu veikšanas metodika

Rekultivējamie upes posmi tika izvēlēti atbilstoši veiktajiem vispārējiem Salacas biotopu un atsevišķi veiktajiem lašveidīgajām zivīm piemēroto biotopu kartēšanas rezultātiem. Salacas upes hidrobioloģisko resursu kartēšana tika veikta 2002. gada augusta mēnesī veģetācijas maksimālas attīstības stadijā, veicot nobraucieni pa upi laivā un fiksējot aizauguma līmeni, to veidojošo augstāko ūdensaugu sugu sastāvu, grunts raksturu, kā arī ievācot aļģu un bentosa paraugus atšķirīgos biotopos, rezultātus apkopojot pārskata tabulās un kartogrāfiskajā materiālā mērogā 1:50.000 (Dr.Biol. E.Parele –

zoobentoss, Dr.Biol. I.Druvietis – algoflora, M.Sc. A.Urtāns – augstākie ūdensaugi) (Druvietis 2002).

Straujteču un lašveidīgajām zivīm piemēroto biotopu kartēšanu Salacā 2006. gadā veica Latvijas Zivju resursu aģentūras eksperti (Birezaks 2006). Straujteču kā lašveidīgo dzīvesvietas kartēšana un aizņemto platību aprēķināšana tika veikta, izmantojot globālās pozicionēšanas iekārtu Trimble TSC-1 ar precizitāti līdz 1 metram. Dati par apsekotajām platībām apkopoti 2. tabulā.

Salacas posmā Staicele – ieteka Rīgas līcī tika apsektas 57 potenciālas lašveidīgo nārsta vietas un laša mazuļu dzīvotnes, aprēķināta to platība un katrai no tām noteikta kvalitātes klase. Augstākas kvalitātes klases biotopos ekoloģisko faktoru (dziļums, straumes ātrums, gultnes substrāts) vērtības atbilst optimālajām. Posmu kvalitātes klases atbilst augstvērtīgākajiem reofīlo bentisko bezmugurkaulnieku apdzīvotajiem straujteču posmiem. Apsekojot Jaunupi, konstatēts, ka tajā visā upes garumā dominē 2. kvalitātes klasei atbilstoša biotopu mozaika (Birezaks 2006).

Darba gaitā pārliecinājāmies, ka daudzviet platības ir ievērojami plašākas, jo tikai pēc ūdensaugu izplaušanas bija iespējams noteikt konkrēta posma gultnes granulometrisku raksturu.

Atbilstoši LR MK 2006. g. Noteikumiem nr. 475 „Virszemes ūdensobjektu un ostu akvatoriju tīrīšanas un padziļināšanas kārtība” rekultivācijas darbu veikšanai tika izņemti Tehniskie noteikumi un veikti atbilstošie saskaņojumi. Tika sagatavoti standartlīgumi par koku sagāzumu, ūdensaugu un no upes izņemto sedimentu deponēšanu un izlīdzināšanu Salacas krastā ar 61 zemju īpašnieku, kuru īpašumi piekļaujas rekultivējamajiem upes posmiem.

2006. un 2007. gados darbi tika veikti laika posmā no 1. jūlija līdz 31. septembrim, pēc tam, kad ir izlidojuši vairums no ūdens bezmugurkaulniekiem un ligzdojošo ūdensputnu mazuļiem. Ņemot vērā iepriekšējo Jaunupes rekultivācijas pieredzi (Urtānel1990), vien-

2. tabula. Biotopu rekultivācijai prioritārie Salacas upes un Jaunupes posmi

Table 2. Priority sections of Rivers Salaca and Jaunupe for recultivation of habitats.

Nosaukums/vieta	Platība (ha)	Kvalitātes klase
Vecsalaca	3,85	3
Brūveļu krāces	3,47	2
Jaunkalēju krāces	3,68	2
Veckalēju krāces	1,21	2
Mērnieki- Selgas	3,56	2
Kanīšu krāces	3,43	2
Vecvietas krāces	1,79	2
Jaunupe	~ 10	2

laidus rekultivējamo upes posmu garumi nepārsniedza 200 metrus, lai tādējādi nodrošinātu zoobentosa cenožu iespējami ātrāku atjaunošanos ar organismu driftu no neskartajiem upes posmiem. Rekultivējamo posmu izvēli noteica arī to pieejamība – pievedceļi, upes krasta nogāžu slīpums, piekrastes stabilitāte traktora iebraukšanas un izbroukšanas vietā no upes. 2007. gadā rekultivācijas darbiem tika piemērots ritenštraktors „Belorus” ar aprīkojumu meža izcirtumu uzāršanai (2. attēls.). Traktora stabilitāti pret izbroukšanu uz atsevišķiem dažāda izmēra akmeņiem vai to sakopojumiem nodrošināja traktoram uzmontētās dubultās riepas. Atbilstoši darbos iesaistītā traktora tehniskajiem parametriem, mehāniskā gultnes irdināšana bija iespējama tikai līdz 0,5 m dziļos upes posmos. Lai piekļūtu teritorijai, irdināšanas darbu gaitā notika atsevišķu akmeņu un to grupu pārvietošana. Veicot akmeņu pārvietošanu, tika sekots, lai lejpus tiem straumes virpuļi neradītu krasta izskalošanas draudus. Atsevišķos gadījumos izkustinātie akmeņi mērķtiecīgi tika novietoti galvenās straumes tiešā tuvumā, lai tādējādi veidotu izteiktas straujteces kā oksifīlo organismu uzturēšanās vietas, veicinātu skābekļa koncentrācijas paaugstināšanu upē (Cowx, Welcomme 1998). Izvācot no upes nopļautos ūdensaugus un sedimentus, tie tika pārlūkoti, un pirms to izlīdzināšanas tika izvākti un atgriezti upē tādas sugas kā upes perlamutrene *Unio crassus* un upes nēga *Lampetra fluviatilis* mazuļu eksemplāri. Darbības tika veiktas pa straumi uz leju, nodrošinot uzduļķoto sanešu noskalošanu un darba zonas pārredzamību.

Rekultivācijas darbi tika nosacīti sadalīti divos posmos – platību izplaušana ar rokām, sagatavojot upes posmu mehāniskai irdināšanai, un turpmākā upes rekultivācija ar traktortehniku.

Darbi tika veikti secīgos „soļos”, kas apkopoti 3. tabulā.

Mazāku upju posmos darbību apgrūtina ūdenī nogrimušās siekstas, pārkritušie koki. Tos vēlams izvākt pirms plaušanas darbu uzsākšanas.

Izplaušanas darbos tika iesaistīti vairāk nekā 10 cilvēki. Ar rokām 2006. gadā izplāva un uzirdināja 1 ha straujteces, bet 2007. gadā ar rokām tika izplauti ap 16 hektāri aizaugušo straujteču. Kopumā ar traktortehniku Salacā un Jaunupē upes gultnes tika uzirdinātas pāri par 20 ha platībā.

8. Nepieciešamais aprīkojums

Darbam bija nepieciešama virkne pašsaprotama inventāra. Vienlaikus tā izmantošana ūdens vidē prasīja atsevišķus būtiskus uzlabojumus. Gūtā pieredze apliecināja, ka, darbojoties pat vasaras sezonā bez nokrišņiem un līdz +25°C temperatūrā, ir jāņem vērā strādājošo cilvēku fizioloģijas īpatnības. 4. tabulā sniegts īss izmantotā un jaunveidotā inventāra raksturojums.

9. Diskusija

Katras ūdensteces rekultivāciju nosaka tās turpmākās izmantošanas mērķis. Salacas un Jaunupes gadījumos tie bija maksimāli veicināt no augstākajiem ūdensaugiem atklātu un koku sagāzumiem brīvu upes straujteču posmu kā reto un aizsargājamo organismu dzīvesvietu veidošanu, kuros dominē rupjas grants un oļu frakcijas (0.5- 2.2 cm). Latvijā šobrīd ir samērā niecīga pieredze šādu darbu veikšanā un vienīgais ilgstošāk monitorētais upes posms rekultivācijas seku izvēr-

tēšanai ir Jaunupē (Urtāne 1990). Šobrīd ir pieejami tikai atsevišķi literatūras avoti ar detalizētu pielietoto metožu aprakstu (Community Fisheries Involvement Program, Toronto).

2006. gadā, veicot Salacas upes posmu rekultivāciju 6 hektāru platībā, tika pielietota metode, kuras būtība bija ar traktora kāpurķēžu palīdzību iznīcināt ūdensaugu sakņu sistēmu un uzirdināt grunts virskārtu. Metode nenodrošināja ūdensaugu un to sakņu sistēmas pilnīgu izvākšanu no upes. Nākošajā gadā tas

3. tabula. Pārskats par veicamo darbu secību

Table 3. Sequence of the management actions.

Nr.	Darbība	Darbības pamatojums un apraksts	Sasniedzamais rezultāts
1	Ūdensaugu un to sakņu deponēšanas vietu sagatavošana	Atklātu laukumu izpļaušana upes krasta daļā, cik iespējams, virs palu līmeņa. Izvietoējams saskaņojams ar vietējo zemes īpašnieku	Sakārtota darba vide. Deponēšanas laukumi iekļaujas apkārtējā ainavā
2.	Ūdensaugu izpļaušana ar rokas izkapti.	Darbība tiek veikta vietās, kur upes aizaugumu ar augstākajiem ūdensaugiem pārsniedz 30% no upes gultnes virsmas/upes spoguļa virsmas. Darbs tiek veikts pa straumi uz leju, ūdensaugus izpļaujot maksimāli tuvu gultnes virsmai. Straumei aiznesot uzduļķotās nogulas, saglabājas pārskatāma darba zona. Tiek saglabātas atsevišķas augstāko ūdensaugu audzes un visas ar ūdens sūnām klātās platības	Samazināts upes posma aizaugums. Uzlabotas upes posma hidrauliskās īpašības un novērsta krastu pārpurvošanās vai izskalošanās. Upes posms ir pārskatāms un sagatavots tā mehāniskai iridīšanai ar tehniku. Samazināts upes aizaugums vietās, kas nav pieejamas specializētajiem mehānismiem, piemēram, vietās ar lielu akmeņu blīvumu, vai atsevišķām iedzelmēm.
3.	Noplauto ūdensaugu pludināšana līdz deponēšanas vietai	Noplautos ūdensaugus sakompaktē lielākās porcijās un pludina lejup pa straumi uz iepriekš izveidotajām deponēšanas vietām. Šim nolūkam izmanto grābekli kā noplautās ūdensaugu masas virzītāju un no tīkla līnuma veidotu maisveida ierīci straumes nesto ūdensaugu pārtveršanai.	Novērsta upes lejteces posmu piesārņošana ar izpļauto ūdensaugu masu.
4.	Ūdensaugu izcelšana no upes un deponēšana iepriekš sagatavotajās un izpļautajās piekrastes vietās	Ūdensaugiem paliekot ūdenī, tie sadalās un patērē upes ūdenī izšķīdušo skābekli, tādējādi samazinot pieejamo skābekļa daudzumu citiem ūdens organismiem un ūdenī noritošajiem piesārņojuma oksidācijas procesiem. 4. solis ir fiziski smagākais, jo samirkušie ūdensaugi jāizceļ no upe un jāpārviesto uz augstāku punktu virs ikgadējo palu līnijas.	Ūdensaugos akumulētie biogēni izņemti no ūdens vides. Novērsta mehānisku aizdambējumu veidošanās zemāk esošajos upes posmos. Nodrošināts labvēlīgs ūdenī izšķīdušā skābekļa režīms.
5.	Upes gultnes mehāniska iridīšana.	Darbība ietver upes gultnes virsējā slāņa (0,1–0,3 m) mehānisku (izmantojot traktortehniku) iridīšanu, saraujot ūdensaugu sakņu sistēmas veidoto režģi. Pēc sakņu sistēmas izvākšanas gultne tiek pārlūkota un ar grābekļa vai rokas kultivatora palīdzību izvāktas upē aizķērušās sakņu daļas.	Uzlabota ūdens infiltrācija un apmaiņa upes gultnes virsējos slāņos. Atjaunoti atklāti upes posmi, kuru gultnēs dominē rupjas grants un oļu frakcijas. Samazināts sīko sedimenta daļiņu daudzums gruntīs. Ierobežota turpmāka aizauguma veidošanās.
5. ^x	Upes gultnes mehāniska iridīšana ar rokām	Tiek veikta vietās, kuras nav pieejamas specializētajiem mehānismiem, piemēram, platībās ar lielu akmeņu blīvumu vai atsevišķu tehnikai nepārvaramu iedzelmju miju.	Skat. 5. punktu.

4. tabula. **Izmantotā inventāra raksturojums**

Table 4. Equipment and stocks used for carrying out management actions.

Inventārs	Piemērotības raksturojums
Apģērbs	Ūdens necaurlaidīga, ērti novelkama silta un „elpojoša” augšdaļa kombinācijā ar apģērbu īsām rokām darbam saulainos un karstos laika apstākļos.
Apavi	Neoprēna zābakbikses, kas nodrošina komfortu, ilgstoši uzturoties ūdenī. Īpaši karstās dienās ir iespējams strādāt ūdenī, kājās uzvelkot tikai gumijas čības vai citu uz noglumējušiem akmeņiem neslīdošus apavus (niršanas sportā izmantojamie specializētie apavi).
Pārskatāmības nodrošināšana	Polarizējošas saules brilles darba zonas pārraudzīšanai nepārtrauktas ūdens virmošanas apstākļos
Pasākuma tehniskais nodrošinājums	
Ūdensaugu izplaušana	izkaptis ar maksimāli īsu asmeni („5 plaukstu izkaptis”). Lai nodrošinātu izkaptis asmeņa stabilitāti, papildus jānostiprina izkaptis asmeņa un kāta savienojums
Gultnes irdināšana	Izturīgas dakšas vai trīszaru rokas kultivatori ar īsu, maksimāli vieglu un iespējami neslīdošu metāla kātu.
Sakņu un augu masas transportēšana un izvākšana no ūdens	Viegli grābekļi ar iespējami neslīdošu kātu. No diviem izturīgiem koka kātiem un tīkla līnuma izveidots uztvērējs nopļauto ūdensaugu pārtveršanai un transportēšanai uz deponēšanas vietu.
Traktortehnika	Darbam uz izteikti nelīdzenas virsmas nepieciešama traktortehnika ar stabilizācijas aprīkojumu – dubultiem riteņiem. Vienlaikus tas nodrošina arī lielāku virsmas laukumu un samazina risku iestīgt mīkstākās gruntīs, kuras veidojas atstraumēs. Gultnes irdināšanas iekārtai ir jābūt iespējami īsai un viegli paceļamai, lai nodrošinātu traktora manevrēšanu šauros un akmeņainos upes posmos. Vienlaikus tai jābūt pietiekoši vienkāršai un izturīgai pret lūzumiem, kas nenovēršami rodas strādājot akmeņainās gruntīs.



2. attēls. Tehnika gultnes irdināšanai un ūdensaugu sakņu sistēmas iznīcināšanai. Darba dziļums līdz 0,5 metri.

Figure 2. Machinery used for loosening of soil and destroying root systems of aquatic plants. Working depth – up to 0.5 m.

rezultējās ar samazinātu aizaugumu, kurš tomēr sniedza un atsevišķos gadījumos pārsniedza 30% no upes virsmas. Tādējādi metode, kura ir pietiekami efektīva Lielupes baseina upēs uz samērā līdzenām upes gultnēm, izrādījās maz piemērota Salacai ar tajā regulāri sastopamajiem dažādu izmēru akmeņiem un to sakopojumiem (V. Gabrāns, mutisks ziņojums). 2007. gadā rekultivācijas darbiem tika piemērots ritenštraktors „Belorus” ar aprīkojumu meža izcirtumu uzāršanai (2.att.). Metode balstījās uz daudzkārtīgu izplautās upes gultnes platību irdināšanu, to veicot dažādos virzienos attiecībā pret upes tecējumu. Tas ļāva uzirdināt arī aiz lieliem akmeņiem esošās platības. Metodes priekšrocība bija ūdens organismiem saudzīgāka to apdzīvotā substrāta irdināšana un līdz 0,4 m diametra akmeņu pārvietošana ar sekojošu upes gultnes mikroreljefa izmaiņu, atsevišķu jaunu straujteču veidošanu un pastiprinātu uzkrājušos sedimentu izskalošanos. Kā metodes nepilnība minama ar traktora dzinēju saistītā rekultivācijas darbu zona tikai līdz 0,5 metru dziļumam un uzduļķoto sanešu noskaļošanās lejup pa straumi (3. – 5. att.).

Salacas gadījumā (dziļumi virs 0,5 m, traktoram nepārvarami akmeņu sakopojumi) nebija iespējams iztikt bez roku darba. Pieredze Salacā rāda, ka vidēja lieluma upēs 1 plāvējs nodrošina ar darbu līdz 2 cilvēkus ar grābekļiem nopļauto ūdensaugu virzīšanai uz no tīkla linuma veidoto ūdensaugu uztvērēju un 2 cilvēkus, kuri tur ierīci ūdensaugu uztveršanai un darbojas ar dakšām, izceļot ūdensaugus no ūdens, t.i. optimāli viena darba grupa sastāv no 5 cilvēkiem. Darbs prasa labas līdzsvara īpašības, jo zem kājām uzduļķotajā ūdens vidē ik pa brīdim iespējams uzkāpt slidenam akmenim vai iekāpt straumes veidotos padziļinājumos aiz akmeņiem. Arī ūdensaugu manuālā izvietošana deponēšanas vietās ir ļoti darbietilpīga. Šim nolūkam tika patērēti 40 – 50 % no visos pļaušanas darbos iesaistītajiem cilvēkresursiem. Salīdzinot ar traktora veikto irdināšanu, ar rokām veiktā gultnes irdināšana ir ļoti darbietilpīga un samērā neefektīva. Ar dakšām iespējams uzirdināt līdz 15 cm biezu gultnes virskārtas slāni, darbs ir fiziski smags.

Jaunupē pagājušā gadsimta 80-os gados veiktā upes rekultivācija un upes stāvoklis 2007. gada vasa-



3. attēls. Atsevišķās vietās var veidoties līdz 30 cm biezs ūdensaugu sakņu slānis, kuru nav iespējams izvākt ar rokām
Figure 3. There are locations where up to 30 cm deep layer of aquatic plant roots can form.

rā vēlreiz apliecināja, ka upe pat pie vispārējās lauksaimnieciskās darbības ekstensifikācijas ir atvērta sistēma, kurā bioloģiskos procesus nodrošinošā enerģija tiek ievadīta no tās sateces baseina un tiek izkļaidēta/transportēta lejup pa upi. Tāpēc ir naivi iedomāties, ka Latvijas apstākļos, atjaunojot kādu atsevišķu upes posmu pēc ārējām pazīmēm maksimāli līdzīgu dabīgai upei, šis posms saglabās savu jauniegūto dabiskumu atrauti no procesiem upes augšteces posmos. Praktiski tas nozīmē, ka atjaunotajos upes posmos vienmēr būs jāveic atkārtotas darbības upes gultnes aizauguma un sedimentācijas ietekmes samazināšanai. 2006.-2007. gadā veikto rekultivācijas pasākumu rezultāti ir uzskatāmi par provizoriskiem. Kā rādīja pētījumi par upes rekolonizācijas gaitu Jaunupē, maksimālais ūdens bezmugurkaulnieku organismu skaits atjaunotajā upes posmā tiek sasniegts tikai pēc 9 mēnešiem (Urtāne1990). Vienlaikus Latvijas Zivju resursu aģentūras 2007. gada rudenī veiktās kontrolzvejas apliecināja, ka izplautajās teritorijās ar uzirdinātajām gultnēm strauji atjaunojās te iepriekš konstatētās zivju sugas. Te tika konstatēts būtisks lašu mazuļu skaita pieaugums, kas ir tieši saistāms

ar no jauna pieejamo atklāto straujteču platību kā tipisko lasēnu dzīves vietu (J. Birzaks, mutiska informācija).

Atsevišķi izvērtējama bebra klātbūtne rekultivējamajos upes straujteču posmos.

Straujteces raksturojošie akmeņi un oļi veicina straumes turbulenci un palielina skābekļa koncentrāciju ūdenī. Paaugstināta skābekļa koncentrācija ir viens no būtiskākajiem parametriem organiskās vielas mineralizācijas procesu nodrošināšanai – praktiski straujteču posmi uzskatāmi kā nozīmīgākie upes pašattīršanās elementi (Madsen 1995). Novērojām, ka veidojot aizsprostus un palēninot upes plūdumu, bebru darbība veicināja upes līdznestā materiāla izgulsnēšanu un akmeņaino gultņu piesērēšanu. Tā rezultātā šajos upes posmos izzuda reofīlajām sugām piemērotas dzīvotnes. Kā uzsver atsevišķi autori (Cowx, Welcomme 1998), uzpludinājumos ir samazināta vai vispār nav iespējama lašveidīgo zivju produkcija. Tādējādi, lai upju straujteču posmos uzturētu maksimālu bioloģisko daudzveidību, vienlaikus nodrošinot arī šo upes posmu pašattīršanās funkciju, acīmredzami ir nepieciešams



4. attēls. Mehāniskā irdināšana. Gultni pāraugušais sakņu režģis vienlaikus akumulējis lielu daudzumu nogulu.
Figure 4. Mechanical loosening of riverbed. The network of roots accumulates large quantities of deposits.

regulēt bebru darbības ietekmi un nodrošināt brīvu ūdens caurteci.

Izvācot no upes koku sagāzumus, sekojām, lai no ūdens netiktu izvāktas visas siekstas. Koks kā substrāts ir specifiska dzīvesvieta un uz siekstas veidojusies mikroorganismu un aļģu kārtiņa ir nozīmīgs barības bāze atsevišķiem organismiem (Madsen 1995). Veicot koku sagāzumu izvākšanu no šauriem upes posmiem, sekojām, lai tiktu nodrošināta brīva un droša ūdenstūristu pārvietošanās šajos posmos. No upes tika izvāktas siekstas, kuras potenciāli darbojas kā dažādu upes nesto materiālu „ķērāji” un turpmākas krastu erozijas veicinātāji. Daudzviet pēc sagāzumu izvākšanas atjaunojās straujtecēs, kurās dažu dienu līdz nedēļu laikā atjaunojās straujtecēm raksturīgs gultnes substrāts. Atbilstoši ornitologu ieteikumiem, upes krastos atstājām atsevišķus pār upi pārlīkušus zarus kā tipiskus zivju dzenīša (*Alcedo atthis*) novērošanas punktus barības ieguvei. Veicot Salacas un Jaunupes rekultivācijas darbus, vēlreiz apstiprinājās nosacījums, ka efektīva upes un tās piekrastes joslas apsaimniekošana

ir iespējama, vienīgi sadarbojoties dažādu nozaru speciālistiem – hidrobiologiem, ekologiem, ornitologiem un ainavu speciālistiem.

10. Secinājumi un rekomendācijas turpmāku restaurācijas pasākumu veikšanai

Salacas un Jaunupes rekultivācija pierādīja, ka īstermiņā ir iespējams būtiski uzlabot atsevišķu upes posmu bioloģisko un fizikālo kvalitāti. Vienlaikus, nespējot sabalansēti apsaimniekot visu konkrētās upes sateces baseinu, atjaunotajos upes posmos vienmēr būs jāveic atkārtotas darbības upes gultnes aizauguma un sedimentācijas ietekmes samazināšanai.

Par prioritāri rekultivējamiem uzskatāmi upju posmi ar kritumu virs 1 m/km, oļainu un akmeņainu gultni un straumes ātrumu, kas pārsniedz 0,2 metrus sekundē. Šie posmi atbilst ES nozīmes aizsargājamam biotopam 3260 „Upju straujtecēs”. Šādi posmi vienlaikus kalpo ne tikai kā daudzveidīgas dzīves vietas ar lielu



5. attēls. Pēc gultnes mehāniskās iridnāšanas ar grābekli tiek izcelti atsevišķie saglabājušies sakņu sakopojumi. Fonā ūdensaugiem pāraudzis, vēl neirdināts upes posms.

Figure 5. Remaining large separate formations of root systems are removed with rake after the mechanical loosening of riverbed.

skaitu mikrodzīvotņu nelielās platībās, bet arī kā nozīmīgākie upes pašattīrīšanās elementi. Šādos straujteču posmos bebru klātbūtne ir ierobežojama.

Ūdensaugu izpļaušana ir nepieciešama tajos upju posmos, kur ūdensaugu aizņemtā platība pārsniedz 30% no tās platuma un garuma.

Izpļaušana veicama jūlijā-septembrī, pēc ūdeņu bezmugurkaulnieku izlidošanas un ūdensputnu mazuļu izvešanas.

Piedāvātā metode ir pielietojama arī citviet Latvijā bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai un ūdensteču daudzveidīgo funkciju nodrošināšanai.

11. Pateicības

Upes rekultivācija Salacas upē 6 hektāru platībā 2006. gadā tika veikta ar UNDP/GEF projekta „Bioloģiskās daudzveidības aizsardzība Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā” līdzekļiem. 2007. gadā upju rekultivācija 20 hektāru kopplatībā tika finansēta no BSR Interreg IIIB projekta „Pārrobežu aizsargājamo teritoriju saskaņotas apsaimniekošanas un monitoringa veicināšana Ziemeļu Livonijas teritorijā kā atbalsts vietējai attīstībai”, UNDP/GEF projektam piedaloties rekultivācijas darbu loģistikas nodrošināšanā.

Autors izsaka pateicību mehanizatoram N. Tīkleniekam par ieteiktajiem un realizētajiem risinājumiem tehnikas pielāgošanai darbam ūdens vidē akmeņainās gultnēs un R. Spravņikovam par upes rekultivācijas darbu koordināciju.

Literatūra

Birzaks J., 2006. Salacas upes lašveidīgo biotopu kartēšana. Rokraksts.

Community Fisheries Involvement Program. Field Manual. Part 1. Trout Stream Rehabilitation. Ministry of Natural Resources Ontario, 273 pp.

Cowx I.G., Welcomme R., L. (eds.), 1998. Rehabilitation of Rivers for Fish, FAO, 260 pp.

Druvietis I., 2002. Salacas upes hidrobioloģiskā izpēte (Rokraksts).

Eiseltova, M., Biggs, J. (eds.), 1995. Restoration of Stream Ecosystems. An integrated Catchment approach IWRB Publ.37, 170pp.

Hansen H.O., Madsen B.L. (eds.), 1997. River Restoration '96 – Plenary lectures. National Environmental research Institute, Ministry of Environment and Energy 151 pp.

Karlsone A., 2002. Ekoloģiskā stāvokļa ietekmējošo faktoru analīze Salacas upes baseinā. Bakalaura darbs, Rīga, 80 lpp.

Madsen B.L., 1995. Danish Watercourses – ten Years with the New Watercourse Act” Miljonyt 11, . Ministry of Environment and WEnergy. 208 pp.

Mander U., 1995. Riparian buffer zones and buffer strips on stream banks: dimensioning and efficiency assessment from catchments in Estonia. In book: Restoration of Stream Ecosystems. An integrated Catchment approach IWRB Publ.37, 45 – 64 pp.

Rodinovs V., 1989. В книге: Биоценотическая структура малых рек. Бассейн реки Салаца. Р, Зинатне 9–27 стр.

Urtāne L., 1990. Zoocenožu formēšanās pēc Jaunupes rekultivācijas. Diplomdarbs Latvijas Universitāte, 75 lpp.

Urtāns A., 1989. Mazo upju kopšana. Palīgmateriāls lektoriem. Rīga, 28 lpp.

Urtāns A., 2002. Saldūdens biotopu apsaimniekošana (upes un ezeri) Rokasgrāmata īpaši aizsargājamo dabas teritoriju dabas aizsardzības plānu izstrādātājiem. 59. – 62.lpp.

Уртанс А.В., 1989. Структура и распределение высшей водной растительности в р. Салаца. В книге: Биоценотическая структура малых рек. Бассейн реки Салаца. Р, Зинатне 163 – 182 стр.

Management of river habitats: experience of recultivation in Rivers Salaca and Jaunupe

Summary

The article deals with the causes of the river quality deterioration and following methods and activities applied in River Salaca and River Jaunupe in 2006.- 2007. to improve general ecological state of both salmonid rivers. In total the area of 20 hectares of degraded riffle areas overgrown mainly by *Scirpus lacustris* were manually scythed with following mechanical break of remaining root system covering up to 40-60% of the stream section. Quick recolonisation of reopened stone/pebble sections by salmonids were recorded. Proposed method is described in step by step mode and achieved results discussed. Riffle area as the ultimate river selfpurification and biodiversity factor is underlined. Tuning of different sector priorities and need for integrated riffle area /coastal belt management is stressed.

Ūdensputnu medības Kaņiera ezerā 1993. – 2005. gadā – dabas resursu nenoplicinošas izmantošanas piemērs

Jānis Vīksne, Māra Janaus, Andris Stīpnieks

LU Bioloģijas institūts,

Miera iela 3, Salaspils LV-2169;

ornlab@latnet.lv

Kopsavilkums

Rakstā aplūkoti ūdensputnu medību rezultāti Kaņiera ezerā 1993. – 2005. gados, analizētas nomedīto putnu skaita izmaiņas gadu gaitā un sezonas laikā, mēģināts izvērtēt šo medību ietekmi uz vietējām populācijām un caurceļojošajiem ūdensputniem. Kaņiera ezerā medības notika caurmērā 14,7 reizes sezonā, resp., reizi nedēļā sestdienas pēcpusdienā, un ilga 5-6 stundas. Pavisam medības notikušas 191 reizi, t.sk. 187 reizes (98 %) veikta pilnīga nomedīto ūdensputnu reģistrācija (skaits, suga, vecums, dzimums), kopā aptverot 14658 putnus. Reģistrētas 105 zosis (0,7 %), 7692 peldpīles (52,5 %), 3438 nirpīles (23,5 %), 3288 lauči (22,4 %), 108 medīt aizliegtu sugu putni (0,7 %). 1994. – 2005. g. konstatēts ticams ($p < 0,05$) nomedīto skaita pieaugums platknābim, priekškei (gk. caurceļotāji), kā arī brūnkaklim ($p < 0,01$; gk. vietējie putni). Nevienai sugai (izņemot gaigalu kopš 1996. g.) nav konstatēta nomedīto skaita statistiski droša samazināšanās. Vairumam sugu novērojumu periodā iezīmējas divas nomedīšanas kulminācijas, kas, iespējams, ataino periodiskas šo sugu īpatņu skaita svārstības dabā. Novērojumu periodā divām galvenajām medījamo pīļu sugām – meža pīlei un brūnkaklim – ezerā ligzdojošo pāru skaits pat pieaudzis (vērtējums). Nav iegūti nekādi pierādījumi, ka 1993. – 2005. g. Kaņiera ezerā veiktās medības būtu negatīvi ietekmējušas vietējās ligzdojošās populācijas.

Atslēgas vārdi: medības, Latvija, Kaņiera ezers, zosis, peldpīles, nirpīles, laucis, vietējā populācija, ligzdošanas sekmes

1. Ievads

Ziņas par ik gadus nomedīto ūdensputnu skaitu, sugu, vecumu un dzimumu sastāvu, reizē ar ziņām par ligzdojošo populāciju lielumu, ir tas pamats, uz kura balstoties, var noteikt šo putnu pieļaujamo izmantošanas apjomu. Ja detalizēti zināmi attiecīgās populācijas migrāciju ceļi un laiki, kā arī ziemošanas vietas, šo pieļaujamo izmantošanas apjomu var sadalīt atbilstoši attiecīgo migrāciju ceļu un ziemotni izmantojošo putnu skaitam. Šāda sistēma ūdensputnu resursu izmantošanā darbojas Ziemeļamerikā, un tās efektivitātes apliecinājums ir vairuma medījamo ūdensputnu populāciju stabilitāte vai palielināšanās (Blohm et al. 2006a; 2006b).

Kardināli atšķirīga situācija ir Eirāzijas – Āfrikas migrāciju ceļā, kur ziņas par ligzdojošo populāciju lielumu ir dažādu avotu apkopojumi par ilgāku periodu, ligzdošanas sekmes kļūst zināmas pēc attiecīgā gada medību sezonas, un dažādu sugu ūdensputnu kopīgais daudzums paliek nezināms. Sekas vai sakritība, bet krietni daudz Eirāzijas medījamo ūdensputnu populāciju samazinās (BirdLife International 2004; Davidson, Stroud 2006). Nomedīto ūdensputnu monitoringa svarīgums uzsvērts arī starptautiskās putnu aizsardzības organizāciju savienības *BirdLife International* un

FACE (Eiropas Savienības medību un dabas aizsardzības asociāciju federācija) 12.10.2004. vienošanās protokolā.

Diemžēl gauži maz ir tādu valstu garajā Eirāzijas – Āfrikas migrāciju ceļā, kurās ir pieņemami precīzas ziņas par ikgadējo nomedīto ūdensputnu kopējo daudzumu, to sugu, vecumu un dzimumu sastāvu, tā temporālo un teritoriālo sadalījumu. Kā šādu pozitīvu piemēru varam minēt Dāniju (Clausager 1987-2004). Starp valstīm, kurās oficiālā medību statistika attiecībā uz ūdensputniem sniedz vien ziņas par kopīgo nomedīto skaitu, pie tam atsevišķi neuzrādot sugas, minama arī Latvija. Apzinoties, ka racionālas medību saimniecības un putnu aizsardzības interesēs ir iegūt iespējami precīzas ziņas par nomedīto ūdensputnu sastāvu, kopš 1993. gada esam veikuši nomedīto ūdensputnu reģistrāciju pirmajās trīs medību reizēs lielajos piejūras ezeros un Lubāna/Nagļu mitrāju kompleksā (Vīksne 2006a) un visas sezonas garumā 1993. – 2005. gados Kaņiera ezerā. Par Kaņiera ezerā 1993. – 2000. gados nomedītajiem ūdensputniem ziņas ir apkopotas (Vīksne 2001), taču sakarā ar ūdensputnu medību aizliegumu Kaņiera ezerā, sākot ar 2006. gadu, šķiet lietderīgi apkopot ziņas par visu periodu, kad tajā tika medīts un sezonas garumā ap 98 % visu nomedīto putnu reģistrēts. Mums nav zināms cits ezers Eiropā, kur praktiski visi

nomedītie putni būtu reģistrēti tik ilgā laika periodā. Šajā rakstā necentīsimies sniegt padziļinātu materiāla analīzi par atsevišķām sugām, bet atstāt nākamajām paaudzēm izejas datus (liecības) par to, kā, ko un cik Kaņiera ezerā šajā laikā medīja. Jo interesantāk tas ir tāpēc, ka aplūkojamā periodā medību ūdensputnu pētījumi Kaņiera ezerā veikti arī ligzdošanas sezonas laikā (Viksne et al. 2000; LU Bioloģijas inst. nepubl. materiāli), un ir gūts zināms priekšstats par ligzdojošo populāciju stāvokli dažādām sugām.

2. Materiāls un metodika

2.1. Pētījumu vieta un medību organizācija

Kaņiera ezers ir Litorīnas jūras palieka, tas atrodas Rīgas jūras līča dienvidrietumu piekrastē starp Lapmežciemu un Ragaciemu. Tā ūdens līmenis 19.-20. gs. mijā ticis pazemināts, samazinot platību no 20 km² līdz 12,5 km², no kuriem līdz 60-to gadu sākumam klajš ūdens bija atlicis ap 2 km², pārējo platību aizņēma zemais purvs, kas pletās gar ezera ziemeļrietumu malu. 1964. – 1965. g. ezera līmenis tika pacelts, ierīkojot slūžas uz Starpiņupes, un tā platība pašreiz skaitās 1144 ha, resp., tuvu tai, kāda tā bija pēc līmeņa pazemināšanas 19.-20. gs. mijā. Pirms līmeņa pacelšanas ezerā tika izveidotas piecas mākslīgas salas ūdensputnu ligzdošanai. Ūdens līmeņa pacelšanas mērķis bija atjaunot ezeru kā ūdensputnu dzīves vietu un izmantot to medībām un spinningošanai (maksķerēšanai), šai nolūkā veidojot valsts medību saimniecību. Tā padomju režīma laikā apkalpoja ļoti ierobežotu personu loku, medības notika reti, un ezerā jau pirms oficiāla valsts līmeņa lieguma izveidošanas 1977. gadā rekreatīvo aktivitāšu radītais traucējums dabai bija minimāls. Sīkāks ezera apraksts dažādos vēstures periodos sniegts vairākās publikācijās (Doss 1898; Grosse 1942; Viksne 1967; Viksne 1982; 1991; 2001;



1. attēls. Kaņiera ezera virsūdens augāja struktūra (Skatīt 14. krāsaino attēlu ielikumā)
Figure 1. Structure of emergent vegetation in Lake Kanieris (See colour plate 14)

Strazds, Ūze 2007). No pārmaiņām, kas notikušas ezerā pēc līmeņa pacelšanas 1964. gadā un ievērojami ietekmējušas ūdensputnu dzīves apstākļus, kā būtiskākā minama zemā purva transformācija klaja ūdens platībās, kur dibens klāts pārsvarā ar mieturaļģēm, un nelielu, pīļu ligzdošanai pietiekami sausu niedru slīkšņu mozaikas izveidošanās kādreizējā vienlaidus niedrāja vietā. Šis pārmaiņas skārušas apmēram 60 % kādreizējās vienlaidus zemā purva platības, arī atlikušajā daļā vienlaidus aizaugumos biežāk rodama klaja ūdens lāmiņas un ejas. Vienlaidus aizaugumu fragmentācijas process turpinās, un kaut arī daļa kādreizējā zemā purva uzpeldējušo slīkšņu augāju zaudē un pārvēršas dubļu sēritēs, citviet to vietā rodas jaunas. Rezultātā var teikt, ka 1993.–2005. g. Kaņiera ezera virsūdens augāja struktūra bija ideāla ūdensputnu ligzdošanai, spalvu maiņai un apstājamai migrācijas laikā (1. att.).

Visā novērojumu periodā ezera līmenis ar slūžu palīdzību ir ticis regulēts. Agrā pavasarī un oktobrī–novembrī tas turēts uz augstuma atzīmes 2,30 m, ligzdošanas laikā un augustā–septembrī uz atzīmes 2,10 m. Sakarā ar to peldpīlēm piemēroto barošanās platību samazināšanās pēc ilgstošām lietavām Kaņierī bija mazāk izteikta nekā citos seklajos piejūras ezeros.

Šī raksta aptvertajā laika posmā (1993.–2005. g.) Kaņiera ezerā bija spēkā vēl 1977. g. noteiktais ornitoloģiskā (kopš 1987. g. – zooloģiskā) lieguma režīms – sezonas liegums pletās 759 ha uz rietumiem no līnijas Niedru sala – Ragaciems, kur no ledus izkušanas līdz 30. jūnijam bija liegta sporta un rūpnieciskā zveja un braukšana ar laivām. Pastāvīgais liegums 97 ha platībā bija izdalīts ap Slocenes ieteku ezerā un dienvidaustrumos no Krievu salas, kur bija liegta jebkāda rekreatīva vai saimnieciska darbība. Šis dalījums bija spēkā līdz oficiālai Ūmeru nacionālā parka izveidošanai 1997. gadā. Kopš 1994. g. ezers iekļauts Eiropas putniem nozīmīgo vietu sarakstā, no 1995. g. – Ramsāres konvencijas starptautiski nozīmīgo mitrāju sarakstā, no 2004. g. – *Natura 2000* vietu sarakstā. Ezera apsaimniekošanu – sporta zveju un medības – 1993.–1999. g. veica Valsts medību saimniecība, 2000.–2005. g. – VAS „Latvijas valsts meži” un Ūmeru nacionālais parks. 1993.–1999. g. medības notika visā ezerā (atskaitot pastāvīgo liegumu), 2000.–2005. g. tikai pusē ezera – uz austrumiem no līnijas Riekstu sala – Slocenes grīva – Krievu salas austrumu gals.

Atšķirībā no valsts teritorijas kopumā, kur ūdensputnu medības no atklāšanas (mūsu novērojumu periodā vidēji 12.08.) līdz 30.09. bija atļautas trīs dienas nedēļā (sestdiena, svētdiena, trešdiena) visu dienu, bet no 1.10. līdz sezonas beigām – katru dienu, Kaņierī tās notika tikai reizi nedēļā – sestdienu pēcpusdienās (dažu gadu sezonas beigās tās pārceltas uz svētdienu). Sezonas sākumā medības sāktas plkst. 16.00, oktobrī –

1. tabula. Ūdensputnu medības un nomedīto putnu pārbaudes Kaņiera ezerā 1993.–2005. gados

(iekavās – medību reižu skaits, ieskaitot dienas, kad medījumu pārbaude nav veikta)

Table 1. Waterbird hunting and hunters' bag survey on Lake Kanieris in 1993–2005

(in brackets – number of hunting times including days when no bag checks were made)

Gads Year	Medību Hunting		Medību dienu skaits, kad veiktas pārbaudes Number of days with bag survey								Kopā Total
	atklāšana opening	pēdējā reize last time	VIII-1	VIII-2	IX-1	IX-2	X-1	X-2	XI-1	XI-2	
1993	7.08.	7.11.	2	2	2	1(2)	2	3	1		13(14)
1994	6.08.	6.11.	2	2	2	2	2	3	1		14
1995	12.08.	19.11.	1	2	2	3	2	2	1(2)	1	14(15)
1996	10.08.	24.11.	1	2(3)	1(2)	2	2	2	2	2	14(16)
1997	16.08.	23.11.		3	2	2	2	2	2	2	15
1998	8.08.	8.11.	2	2	2	2	2	2	2		14
1999	14.08.	14.11.	1	2	2	2	2	3	2		14
2000	5.08.	25.11.	2	2	2	3	2	2	2	2	17
2001	18.08.	17.11.		2	3	2	2	2	2	1	14
2002	17.08.	24.11.		3	2	2	2	2	2	1	14
2003	16.08.	29.11.		3	2	2	2	2	3	2	16
2004	14.08.	13.11.	1	2	2	2	2	3	2		14
2005	13.08.	12.11.	1	2	2	2	3	2	2		14
Pavisam Total			13	29(30)	26(27)	27(28)	27	30	24(25)	11	187(191)

14.00, pašās sezonas beigās – 12.00, bet beigtas saskaņā ar medību noteikumiem – stundu pēc saules rieta. Tādējādi tās ilgušas 5-6 stundas reizi nedēļā, vidēji sezonā 14,7 reizes. Novērojumu periodā medības atklātas tāpat kā pārējā valsts teritorijā – starp 5.08. un 18.08., un oficiāli bijušas atļautas līdz 15.11. (1993.-1994. g. un 2004.-2005. g.) un 30.11. (1995.-2003. g.). Taču Kaņierī nereti tās pārtrauktas ātrāk (1. tabula). Medības nav notikušas 14.11.1993., 13.11.1994., 26.11.1995., 30.11.1997. (iemesli nav zināmi), 1998. un 1999. g. novembra otrajā pusē, kā arī 24.11.2001. un 17.11.2002. tās nav notikušas tāpēc, ka ezers jau aizsalis. Pavisam šajos gados medības ezerā notikušas 191 reizi.

Medību veidi – pārsvarā uz gaidi no augājā paslēptas laivas, lietojot plastmasas vai gumijas māņu pīles (aizvien pieaugošs mednieku skaits, perioda beigās ap 80%), māņu svilpes. Medības „uz celšanu”, stumjoties ar laivu, plašāk piekoptas līdz 1999. g., perioda beigās šo medību veidu praktizēja ne vairāk kā 10% mednieku. Strādājoši putnu suņi bijuši tikai atsevišķiem medniekiem.

Novērojumu periodā pusautomātiskos piecreiz šaujamos gludstobra ieročus lietoja 30-50% mednieku, no 2003. g. atļauta tikai trīsreiz šaujamo pusautomātisko ieroču lietošana. No 2000. g. aizliegta svina skrošu lietošana, tomēr šis noteikums bieži tika pārkāpts.

Perioda sākumā vienā reizē nomedīto putnu skaits nav ticis limitēts, 1997.-2002. gados ieviests limits – 5 pīles un 5 lauči, 2003.-2005. gados šie ierobežojumi atkal atcelti. Ir tomēr pamats domāt, ka vienā reizē

nomedīto skaita ierobežojums kopējo nomedīto skaitu ietekmēja maz. Daudzi mednieki noteikto limitu nesasniedza nepietiekamo šaušanas iemaņu un/vai nesekmīgas vietas izvēles dēļ, bet par limita pārsniegšanu nekādas sankcijas nesekoja.

Līdztekus medībām ezers tika izmantots arī makšķerēšanai, taču medību dienās makšķerēšana nebija atļauta. Pārējās nedēļas dienās ezerā atradās 15 – 20 (perioda sākumā) līdz 35 makšķernieku laivām (perioda beigās).

2.2. Medījumu pārbaudes

Būtisks apstāklis, kas padarīja iespējamu gandrīz pilnīgu nomedīto putnu reģistrāciju – ieeja ezerā medniekiem bija atļauta tikai no vienas (vienīgās) laivu bāzes. Tas ļāva vienam vai diviem pārbaudītājiem (atkarībā no mednieku skaita) aptvert visu mednieku guvumu. Medniekiem atgriežoties laivu bāzē, tie tika lūgti uzrādīt nomedītos putnus. Pavisam nomedītie ūdensputni pārbaudīti 187 (97,9%) no 191 medību reizes (reģistrācija nav veikta 25.09.1993., 12.11.1995., 17.08.1996., 14.09.1996.).

Ezerā medījušo mednieku skaits 1993. – 1996. g. precīzi nav zināms (likvidētās Valsts medību saimniecības attiecīgā dokumentācija nav saglabāta un medījumu pārbaudēs mednieku skaits nav fiksēts). Ziņas par katrā reizē izmantoto laivu skaitu saglabājušās par 1995. g. Precīzas ziņas gan par izmantoto laivu, gan medījušo mednieku skaitu ir 1997.-2005. g. Zosveidīgo putnu vecuma noteikšanā kā galvenā

pažīme izmantota juvenīlo astes spalvu klātbūtne vai trūkums. Pēc citām pazīmēm (Boyd et al. 1977; Carney 1992) pārbaudīti tie agri astes spalvas mainošo sugu īpatņi, kuriem sezonas vidū vai beigās juvenīlās spalvas astē nav konstatētas. Tā kā mednieki no ezera atgriežas tumsā un pārbaudes tiek veiktas suboptimālā mākslīgā apgaismojumā, rodas grūtības, lietojot uz krāsojuma intensitātes atšķirībām balstītas pazīmes. Problēma, galvenokārt, attiecas uz agri spalvu mainošo meža pīli, kurai kļūdas vecuma noteikšanā šādos apstākļos ir ļoti varbūtīgas, un tas jāņem vērā materiāla apstrādē (Vīksne 2001).

Nomedīto putnu pārbaudes veikuši: Andris Stīpnieks (70 medību reizes, gk. 1997.-2004. g.), Jānis Vīksne (46 reizes, kopš 1996. g.), Egils Ozols (41 reize 1993.-1996. g.), Māra Janaus (37 reizes, kopš 1997. g.), Vita Šalavejus (31 reize 2002.-2005. g.), kā arī Jānis Reihmanis, Antra Stīpniece, Juris Lipsbergs, Māra Kazubierne, Atis Ozols un Jānis Ezerlīcis.

2.3. Ligzdojošo pīļu uzskaites

1999.-2005. g. Kaņiera ezerā tika veiktas ligzdojošo pīļu un kaijveidīgo putnu ligzdu uzskaites visās mākslīgajās salās (Sternlande, Dvīnis, Pakavs, Rakumu sala, Raga sala), dabiskajās salās (Vārsala, Niedru sala, Mērsala), kā arī virsūdens augāja ceru rajonā, kas plešas līdz 800 m uz ziemeļiem no Vārsalas, un kura austrumu robeža ietver kādreizējā zemā purva uzpeldējušās malas veidotās slīkšņu saliņas līnijā laivu bāze – Ragaciems. Uzskaites veiktas reizi sezonā, lai atrastu ja ne visas, tad iespējami vairāk ligzdu. Vēlāk atrastās ligzdas apmeklētas atkārtoti, lai noskaidrotu ligzdošanas sekmes. Šo atkārtoto apmeklējumu laikā bieži atrastas jaunas ligzdas, bet visa parauglaukuma platība nekad otrreiz sezonā nav pārmeklēta. Respektīvi, uzskaitē, īpaši virsūdens augāja ceros, sniedz tikai orientējošu ieskatu par ligzdojošo pīļu skaitu. Ligzdu uzskaites 1999.–2001. g. tika veiktas arī parauglaukumā, kas ietver virsūdens augāja

2. tabula. Medību slodze Kaņiera ezerā 1995., 1997.-1999.g. (medības atļautas visā ezerā) un 2000.-2005.g. (medības atļautas pusē ezera) ("minimālais-maksimālais; vidējais" laivu un mednieku skaits vienā medību reizē)

Table 2. Hunting pressure on Lake Kanieris in 1995 and 1997-1999 (hunting allowed on the whole lake) and 2000-2005 (hunting allowed on half of the lake) ("minimal-maximal; average" number of boats and hunters on the lake during one hunting day)

Gads Year	Atklāšana Opening		Augusts (bez atklāš.) August (exc. opening)		Septembris September		Oktobris October		Novembris November	
	laivas boats	mednieki hunters	laivas boats	mednieki hunters	laivas boats	mednieki hunters	laivas boats	mednieki hunters	laivas boats	mednieki hunters
1995	8		7-7; 7		7-13; 10		8-12; 10		3-7; 5	
1997	24	35	16-19; 18	27-31; 29	14-24; 19	23-38; 30	12-15; 14	20-24; 22	8-18; 13	14-29; 21
1998	26	46	13-15; 14	20-23; 22	13-20; 15	18-34; 25	13-15; 14	21-26; 23	12-13; 13	21-22; 22
1999	27	51	16-23; 15	29-41; 35	16-22; 18	28-38; 31	11-20; 16	18-36; 26	8-12; 10	14-18; 16
2000	23	39	11-15; 13	18-21; 20	12-19; 15	23-33; 26	11-15; 13	16-28; 21	2-11; 7	3-14; 9
2001	30	54	19	35	15-22; 18	24-39; 31	11-16; 13	19-27; 22	11-12; 11	17-19; 18
2002	33	58	31-31; 31	52-53; 53	22-29; 25	38-48; 42	8-14; 11	11-24; 17	5-11; 8	7-15; 11
2003	39	70	22-27; 25	34-40; 37	21-24; 23	29-38; 36	15-21; 17	21-37; 27	7-21; 14	10-35; 20
2004	29	51	15-23; 19	21-40; 31	12-16; 15	20-26; 24	7-19; 12	10-28; 17	9-10; 10	15-17; 16
2005	29	52	14-14; 14	23-25; 24	13-18; 15	19-30; 23	6-13; 10	8-23; 18	10-12; 11	12-18; 15
Vid.average 97-99	26	44	16	29	17	29	15	24	12	20
Vid.average 00-02	29	50	21	36	19	33	12	20	9	13
Vid.average 03-05	32	58	19	31	18	28	13	21	12	17

3. tabula. Medību sekmes (vidējais nomedīto putnu skaits medniekam vienā reizē) Kaņiera ezerā 1997. - 1999. g. (medības notiek visā ezerā) un 2000. - 2005.g. (medības notiek pusē ezera)

Table 3. Hunting success (average number of bagged birds per hunter in one hunting day) on Lake Kanieris in 1997-1999 (hunting allowed on the whole lake) and 2000-2005 (hunting allowed on half of the lake)

Gads Year	Atklāšana Opening		Augusts bez atklāš. August (except opening)		Septembris September		Oktobris October		Novembris November	
	visi putni all birds	pīles ducks	visi putni all birds	pīles ducks	visi putni all birds	pīles ducks	visi putni all birds	pīles ducks	visi putni all birds	pīles ducks
1997	4,0	3,2	4,8	3,4	4,1	3,4	3,6	3,1	1,8	1,6
1998	2,1	1,3	3,8	2,9	3,1	2,3	3,1	2,3	2,7	2,2
1999	4,2	3,1	3,8	2,7	2,7	2,1	2,7	1,8	3,1	1,9
Vid.average 97-99	3,4	2,5	4,1	3,0	3,3	2,6	3,1	2,4	2,5	1,9
2000	3,2	2,2	3,1 (3,0)*	1,3 (1,4)	2,7 (2,6)	1,7 (1,7)	2,7 (2,7)	1,3 (1,3)	1,7 (2,2)	1,5 (2,0)
2001	3,3	2,2	4,7	2,1	3,1 (3,2)	2,0 (2,0)	2,4 (2,4)	1,5 (1,6)	3,0 (3,0)	2,8 (2,8)
2002	5,4	3,7	3,2 (3,2)	2,0 (2,0)	1,8 (1,7)	1,3 (1,3)	3,2 (3,4)	2,7 (2,7)	1,9 (2,1)	1,3 (1,3)
2003	3,6	2,3	3,1 (3,1)	2,6 (2,6)	2,7 (2,7)	2,0 (2,0)	3,4 (3,6)	2,9 (3,1)	2,7 (2,5)	2,1 (2,0)
2004	5,0	3,5	4,8 (5,2)	3,5 (3,7)	4,4 (4,4)	4,0 (4,1)	4,4 (4,0)	2,6 (2,6)	1,3 (1,3)	0,9 (0,8)
2005	4,3	3,4	4,9 (5,0)	3,8 (3,8)	4,0 (4,0)	3,3 (3,3)	5,0 (4,7)	4,3 (4,1)	2,6 (2,6)	2,1 (2,2)
Vid.average 00-05	4,1	2,9	4,0	2,6	3,1	2,4	3,5	2,6	2,2	1,8
Vid.average 00-02	4,0	2,7	3,7	1,8	2,5	1,7	2,8	1,8	2,2	1,9
Vid.average 03-05	4,3	3,1	4,3	3,3	3,7	3,1	4,3	3,3	2,2	1,7

* Iekavās – rēķināts, summējot atsevišķu medību reižu vidējos.

* In brackets – average numbers are calculated from day averages

cerus starp Mērsalu un Pilskalnu. Šie dati mūsu rakstā nav izmantoti.

3. Rezultāti un diskusija

3.1. Medību slodze

Novērojumu periodā medību slodze ezerā ir pieaugusi. Vismazākais mednieku skaits bijis 1993. gadā, tas pakāpeniski pieaudzis 1994. – 1996. gados. Ja pieņem, ka 1995. gadā fiksētais laivu skaits vairāk vai mazāk raksturo vidējo laivu skaitu 1994. – 1996. g., varam to salīdzināt ar turpmākajos trīs gadu periodos novēroto (2. tabula). Medību slodze neapšaubāmi ir pieaugusi, īpaši sezonas atklāšanā. Turpmākajā sezonas gaitā, salīdzinot ar 1995. gadu, medībās lietoto laivu un mednieku skaits tāpat ir pieaudzis, tikai ievērojami mazāk nekā sezonas atklāšanā. 1997. – 2005. g. pa trīs gadu periodiem mednieku skaits palielinājies vienīgi atklāšanā, turpmākajā sezonas gaitā noteiktas tendences nav manāmas.

Sakarā ar medībām atļautās platības samazināšanu 2000. gadā, ievērojami pieaugusi mednieku laivu biežība ezerā. Ja, medījot visā ezerā (atskaitot pastāvīgo liegumu), 1997. – 1999. g. sezonas atklāšanā bija 2,4 laivas/km² un 1,5 laivas/ km² turpmākajā sezonā, tad

2000. – 2005. g., kad medību platība bija samazinājusies uz pusi, atklāšanā bijusi 7,1 laiva/ km², bet turpmākajā sezonā – 3,1 laiva/ km². Atsevišķos gados laivu biežība bijusi vēl lielāka: 2003. g. sezonas atklāšanā bijušas 7,8 laivas/ km², pārējās medību reizēs augustā 6,2 laivas/ km². Jāņem vērā, ka medībām piemērotās vietās laivu (mednieku) biežība bijusi vēl lielāka, jo medībām atļautās daļas platībā iekļauts arī kļajš ūdens.

3.2. Medību sekmes

Medību sekmes varam rēķināt vienīgi 1997. – 2005. gadiem, kad ir zināms mednieku skaits (3. tabula). Vidējais sezonas atklāšanā viena mednieka nomedīto putnu skaits bijis 3,9 (robežas pa gadiem 2,1 – 5,4), pīļu skaits – 2,8 (1,3 – 3,7). Arī augustā pēc atklāšanas viena mednieka vidēji nomedīto putnu skaits ir 4,0 (3,1 – 4,9), tostarp pīļu – 2,7 (1,3 – 3,8). Salīdzinājumam varam minēt viena mednieka vidēji nomedīto medījumu daudzumu sezonas sākumā citos Latvijas mitrajos 2005. gadā: Liepājas ezerā – 1,3 putni, t.sk. 0,9 pīles/medn., Engures ezerā – 1,8 putni, t.sk. 0,5 pīles/medn., Babītes ezerā – 1,8 putni, t.sk. 0,6 pīles/medn., Nagļu dīķos – 1,8 putni, t.sk. 1,4 pīles/medn., bet Kaņiera ezerā pirmajās divās medību reizēs – 4,8 putni,

4. tabula. Nomedīto pīļu skaitu nosakošie faktori Kaņiera ezerā divās pirmajās medību reizēs 1997.-2005. g.

Table 4. Factors influencing the number of bagged ducks on Lake Kanieris during first two hunting times, 1997-2005

Gads Year	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Atklāšana (augusts) Opening (August)	16	8	14	5	18	17	16	14	13
Ūdens līmenis, cm ¹ Water level, cm ¹	28	69	17	40	46	25	19	42	43
Mednieku skaits No. of hunters	66	69	92	60	89	111	110	91	75
Nomedīts peldpīļu Dabbling ducks bagged	155	87	204	70	130	246	208	196	162
Nomedīts pīļu Ducks bagged	202	100	245	92	193	318	275	298	262
Nomed.pīles/medn. Bagged ducks/hunter	3,06	1,45	2,66	1,53	2,17	2,86	2,50	3,27	3,49

¹ Relatīvais līmenis – izmantoti Engures ezera dati; abos ezeros līmenis ir atkarīgs no lietus, tikai Kaņierī svārstības mazāk izteiktas

¹ Relative level – data from L.Engure; on both lakes water level depends upon rain and fluctuates similarly but less pronounced on L.Kanieris

Korelācija starp nomedīto peldpīļu skaitu un ūdens līmeni
Correlation between number of bagged dabbling ducks and water level -0.711*

Korelācija starp nomedīto pīļu skaitu un
Correlation between number of bagged ducks and
mednieku skaitu number of hunters 0.788*
atklāšanas datumu opening date 0.747*
ūdens līmeni water level -0.597

Korelācija starp nomedīto pīļu skaits/mednieks un
Correlation between number of bagged ducks per hunter and
mednieku skaitu number of hunters 0.12
gadiem years 0.61

* $p < 0,05$

t.sk. 3,5 pīles/medn. (Vīksne 2006b). Šie skaitļi liecina, ka Kaņiera ezers medījamo ūdensputnu daudzuma un medību sekmju ziņā ievērojami pārsniedz citus Latvijas lielos ūdensputnu mitrājus.

Interesanti atzīmēt, ka nav saskatāmas kādas no- teiktas atšķirības medību sekmēs 1997. – 1999. g., kad medīja visā ezerā, un 2000. – 2005. g., kad medībām atļautā platība samazinājās uz pusi un mednieku biezi- ba palielinājās vismaz divkārt.

Jau agrāk esam mēģinājuši skaidrot tos faktorus, kuri nosaka medību sekmes Kaņiera ezerā (Vīksne 2006a). Salīdzinot medību rezultātus pirmajās divās medību reizēs 1997. – 2004. g., konstatējam, ka no- medīto pīļu skaits pozitīvi korelē ar mednieku skaitu ($p < 0,01$), sezonas atklāšanas datumu ($p < 0,05$; vēlāk atklājot medības, vairāk perējumu ieguvuši lidspēju, vairāk spalvmetēju lido, vairāk ir agro caurceļotāju) un negatīvi korelē ar ūdens līmeni ($p < 0,01$; augstāks

5. tabula. Kaņiera ezerā 1993. - 2005. gados nomedītie putni

Table 5. Birds bagged on Lake Kanieris in 1993 - 2005

Suga Species	1993 (7.08)*	1994 (6.08.)	1995 (12.08.)	1996 (10.08.)	1997 (16.08.)	1998 (8.08.)	1999 (14.08.)	2000 (5.08.)	2001 (18.08.)	2002 (17.08.)	2003 (16.08.)	2004 (14.08.)	2005 (13.08.)	Kopā
Putni, kurus medīt ir atļauts Birds allowed for hunting														
Baltpieres zoss	sk. 6	1		21	5	1	5		2			1		42
Anser albifrons	%** 1,3	0,1		2,9	0,3	0,1	0,4		0,2			0,1		0,3
Sējas zoss	sk. 5	4	10	8	4	3	25		4					63
Anser fabalis	% 1,1	0,5	0,8	1,1	0,4	0,3	2,0		0,3					0,4
Zosis kopā	sk. 11	5	10	29	9	4	30		6			1		105
Geese total	% 2,4	0,6	0,8	4,0	0,7	0,4	2,0		0,5			0,1		0,7

līmenis – peldpīlēm mazākas barošanās platības). Netika konstatēta statistiski droša korelācija starp viena mednieka vidēji nomedīto skaitu un ezerā medījošo mednieku skaitu, kā arī ar gadiem. Korelāciju rēķini, izmantojot arī 2005. gada datus, sniedz līdzīgu rezultātu (4. tabula).

Nomedīto skaits sezonas sākumā tāpat korelē ar mednieku skaitu un sezonas atklāšanas datumu (gan ar mazāku ticamību – $p < 0,05$). Negatīvā korelācija starp nomedīto pīļu skaitu un ūdens līmeni, pievienojot 2005. g. datus, ir pavājinājies ($R = -0,597$), un, kaut arī ir tuva, tomēr nav statistiski ticama. Iespējams, ka tas saistīts ar nirdpīļu skaita pieaugumu mednieku gumumā, aplūkojamā laika posmā maksimumu – 38,2 %

sasniedzot tieši 2005. g. Tāpēc 4. tabulā sniegts nomedīto peldpīļu skaits, kurš negatīvi korelē ar ūdens līmeni ezerā ($r = -0,711$; $p < 0,05$). Negatīvā korelācija starp nomedīto peldpīļu skaitu un ūdens līmeni ir ļoti raksturīga sekliem ezeriem, kur līmeņa celšanās noved pie barošanās platību samazināšanās (LU Bioloģijas institūta neregulāri publicēti dati).

3.3. Nomedīto ūdensputnu skaits, sugu sastāvs un sadalījums laikā

Kaņiera ezerā 1993.-2005. g. pavisam reģistrēti 14658 nomedītie putni (5. tabula), kas ir apmēram 98 % no kopējā nomedīto daudzuma. No reģistrētajiem putniem 99,3 % ir tādi, kuru medības Latvijā attiecīgajā laikā

6. tabula. Kaņierī nomedīto pīļu un lauču sadalījums sezonas laikā (1993.-2005.g.)

Table 6. Temporal distribution of bagged ducks and Coot during the hunting season on Lake Kanieris, 1993-2005

Suga <i>Species</i>	VIII-1	VIII-2	IX-1	IX-2	X-1	X-2	XI-1	XI-2
Garkaklis <i>Anas acuta</i> (334)*	9	66	60	70	67	50	11	1
% no kopskaita <i>of total</i>	2,7	19,8	18,0	21,0	20,1	15,0	3,3	0,3
% no kopskaita <i>of total**</i>	5,5	18,1	18,4	20,6	19,7	13,3	3,6	0,7
Platknābis <i>Anas clypeata</i> (1242)	75	202	213	293	242	186	31	0
% no kopskaita <i>of total</i>	6,0	16,3	17,1	23,6	19,5	15,0	2,5	0
% no kopskaita <i>of total**</i>	12,0	14,4	17,0	22,5	18,6	12,9	2,7	0
Krīklis <i>Anas crecca</i> (787)	60	260	141	166	99	43	16	2
% no kopskaita <i>of total</i>	7,6	33,0	17,9	21,1	12,6	5,5	2,0	0,3
% no kopskaita <i>of total**</i>	14,8	28,8	17,4	19,8	11,8	4,6	2,1	0,6
Baltvēderis <i>Anas penelope</i> (1886)	11	78	179	383	557	517	151	10
% no kopskaita <i>of total</i>	0,6	4,1	9,5	20,3	29,5	27,4	8,0	0,5
% no kopskaita <i>of total**</i>	1,2	3,9	9,9	20,4	29,6	24,7	9,0	1,3
Meža pīle <i>Anas platyrhynchos</i> (2661)	436	848	424	305	182	259	171	36
% no kopskaita <i>of total</i>	16,4	31,9	15,9	11,5	6,8	9,7	6,4	1,4
% no kopskaita <i>of total**</i>	28,9	25,2	14,0	9,7	5,8	7,4	6,1	2,8
Prīkšķe <i>Anas querquedula</i> (365)	75	154	78	48	9	1	0	0
% no kopskaita <i>of total</i>	20,5	42,2	21,4	13,2	2,5	0,3	0	0
% no kopskaita <i>of total**</i>	35,6	32,7	18,5	11,0	2,1	0,2	0	0
Pelēkā pīle <i>Anas strepera</i> (417)	55	149	102	41	37	27	6	0
% no kopskaita <i>of total</i>	13,2	35,7	24,5	9,8	8,9	6,5	1,4	0
% no kopskaita <i>of total**</i>	24,412	29,6	22,6	8,8	7,9	5,2	1,4	0
Brūnkaklis <i>Aythya ferina</i> (1440)	166	515	352	222	104	55	23	3
% no kopskaita <i>of total</i>	11,5	35,8	24,4	15,4	7,2	3,8	1,6	0,2
% no kopskaita <i>of total**</i>	21,6	30,0	22,9	13,9	6,5	3,1	1,6	0,5
Cekulpīle <i>Aythya fuligula</i> (1178)	42	139	129	145	146	297	248	32
% no kopskaita <i>of total</i>	3,6	11,8	11,0	12,3	12,4	25,2	21,0	2,7
% no kopskaita <i>of total**</i>	6,9	10,2	10,6	11,4	11,5	21,1	22,0	6,2
Ķerra <i>Aythya marila</i> (107)	2	0	2	4	10	38	44	7
% no kopskaita <i>of total</i>	1,9	0	1,9	3,7	9,3	35,5	41,1	6,5
% no kopskaita <i>of total**</i>	3,4	0	1,7	3,3	8,3	28,2	40,9	14,2
Gaigala <i>Bucephala clangula</i> (679)	1	6	12	5	42	206	267	140
% no kopskaita <i>of total</i>	0,1	0,9	1,8	0,7	6,2	30,3	39,3	20,6
% no kopskaita <i>of total**</i>	0,2	0,6	1,4	0,6	4,7	20,7	33,5	38,3
Laucis <i>Fulica atra</i> (3288)	382	953	469	455	478	284	255	12
% no kopskaita <i>of total</i>	11,6	29,0	14,3	13,8	14,5	8,6	7,8	0,4
% no kopskaita <i>of total**</i>	21,6	24,2	13,3	12,4	13,0	7,0	7,8	0,8

* Iekavās – nomedīto skaits *In brackets – total number of bagged birds*

** % koriģēts pēc medību reižu skaita *Corrected according to number of hunting times*

bijušas atļautas (kopā 20 sugas, t.sk. divu sugu zosis, septiņas peldpīles, septiņas nirpīles, divi griežveidīgie, mērkaziņa un pelēkā vārna). 0,7 % pieder 14 sugām, kuru medības nav atļautas. Neatļauto sugu procents perioda pirmajā pusē (1993.-1999. g.) bija lielāks (0,97 %) nekā vidēji turpmāk (0,57 %). No 108 medīt aizliegtajiem putniem visvairāk ir mazo gauru *Mergus albellus* (50), cekuldūkuru *Podiceps cristatus* (28), lielo gauru *Mergus merganser* (7), jūrmalas dižpīļu *Tadorna tadorna* (6), pa trim pelēkvaigu dūkuriem *Podiceps grisegena* un tumšajām tilbītēm *Tringa erythropus*, diviem mazajiem dūkuriem *Tachybaptus ruficollis*, baltvaigu zosīm *Branta leucopsis* un sudrabkaijām *Larus argentatus*, pa vienam jūraskrauklim *Phalacrocorax carbo*, zivju gārnim *Ardea cinerea*, mazajam ormanītim *Porzana parva*, purva tilbītei *Tringa glareola*, un, iespējams, viena mazā zoss *Anser erythropus* (pēdējās identifikācijas pareizību tomēr nav apstiprinājusi Latvijas Ornitofaunistikas komisija).

No legāli nomedītajiem putniem zosis ir tikai 0,7 %, peldpīles – 52,5 %, nirpīles – 23,5 %, visas pīles kopā – 76,1 %, bet laucis – 22,4 %. Kopējais ik gadus nomedīto putnu skaits svārstījies robežās starp 455 (1993. g.) līdz 1526 (2003. g.). Atmetot 1993. g. (ievērojami mazāks mednieku skaits nekā turpmāk), 1994.-2005. g. vidēji gadā ezerā nomedīti 1184 putni.

Aplūkojot Kaņiera ezerā nomedīto putnu skaita izmaiņas pa gadiem un sezonas laikā 1993.-2000. g., jau esam vērsuši lasītāju uzmanību uz nomedīto putnu skaita interpretācijas problēmām (Vīksne 2001). Nomedīto skaits ir atkarīgs no mednieku skaita, dominējošā medību veida, attieksmes pret mazāk prestižo medījumu šaušanu, caurceļotāju viņu apstājas īslai cīguma un iespējām tiem iekrist starp divām medību reizēm, meteoroloģiskajiem apstākļiem u.c. Viens no kritiskākajiem momentiem, kas liedz izvērtēt, vai nomedīto skaita izmaiņu trendi liecina arī par to, kādas pārmaiņas gadu gaitā notiek ar klātesošo putnu kopumu, ir pieaugošais mednieku skaits. Kā redzam 3. tabulā, 1997.-2005. g. mednieku skaita pieauguma tendence iezīmējas tikai sezonas atklāšanā. Tāpēc daudzām pīļu sugām un laucim laika rindu korelācija rēķināta vairākos variantos (skat. 2. attēlu): 1) visiem nomedītajiem 1994.-2005. g.; 2) visiem nomedītajiem 1997.-2005. g.; 3) visiem nomedītajiem 1997.-2005. g., izņemot sezonas atklāšanu. Raksturojot putnu skaitu pa pusmēnešiem (VIII-1, VIII-2, IX-1, IX-2, X-1, X-2, XI-1, XI-2, resp., augusta pirmā puse, augusta otrā puse utt.), jāņem vērā, ka VIII-1 un XI-2 pa visu novērojumu periodu ir ievērojami mazāks medību reižu skaits nekā pārējos pusmēnešos. Lai labāk raksturotu sugas klātbūtni (= nomedīšanas iespējas) ezerā, esam transformējuši nomedīšanas datus, izrēķinot attiecīgajā pusmēnesī vidējo vienā medību reizē nomedīto attiecīgās sugas putnu skaitu, un šo vidējo pusmēnešu vērtību summu pieņemot par 100 %. Reizē ar faktiskajiem

jiem nomedīšanas datiem šis koriģētais procentuālais sadalījums sniegts 6. tabulā.

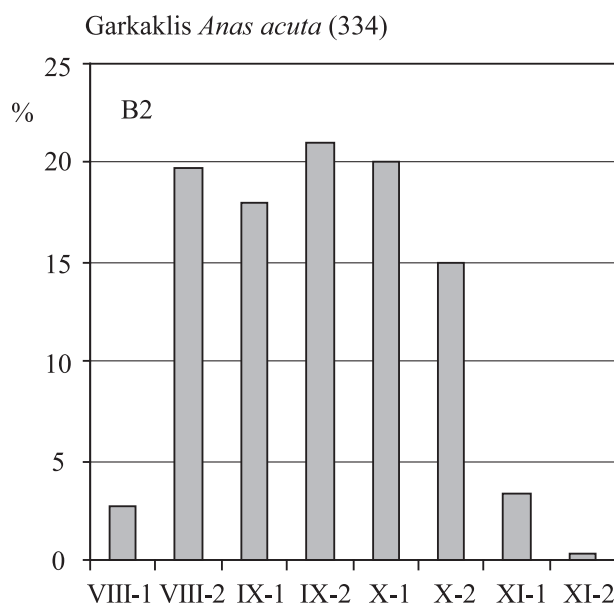
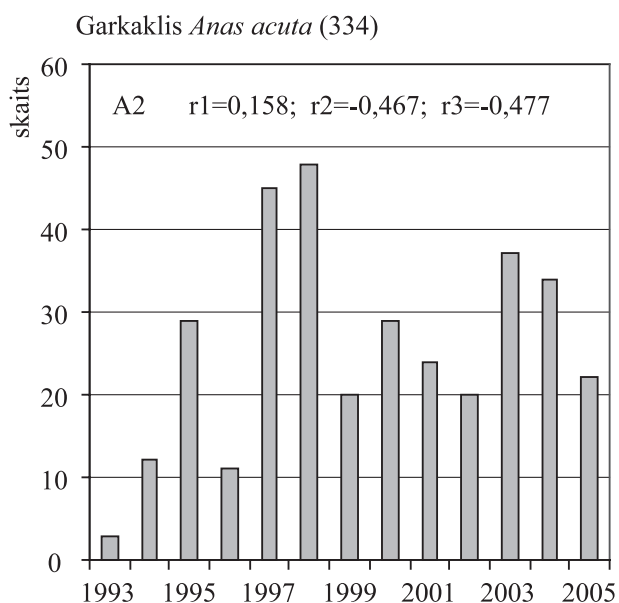
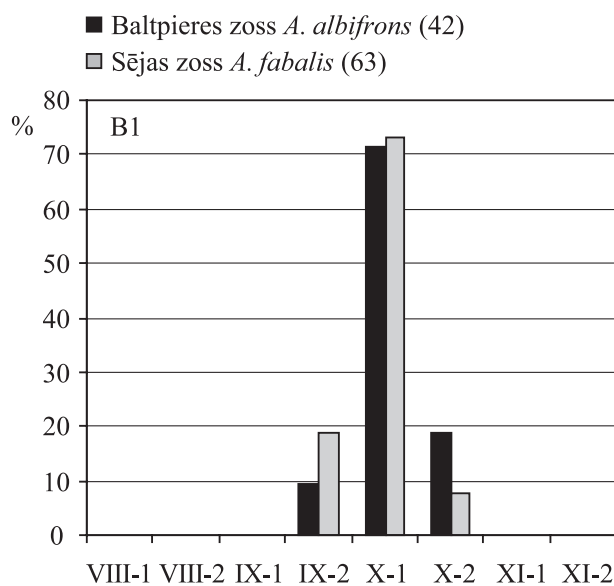
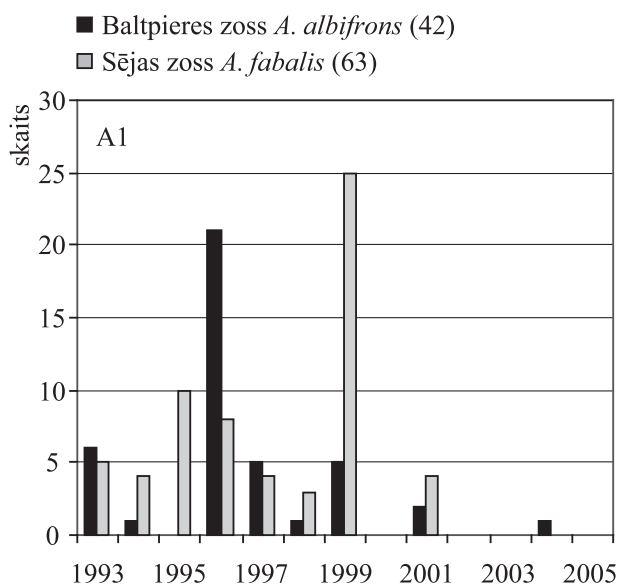
Baltpieres zoss un sējas zoss. Latvijā neligzdo. Visā novērojumu periodā nomedīta 42 baltpieres un 63 sējas zosis, bet pēc 1999. g. tika nomedītas tikai attiecīgi trīs un četras. Šis šķietamais zosu trūkums izskaidrojams ar to, ka galvenās zosu nakšņošanas vietas atrodas kopš 2000. g. medībām slēgtajā ezera daļā. Baltpieres zosis nomedītas laikā no 28.09. līdz 30.10., vislielākajā skaitā – oktobra pirmajā dekādē. Sējas zosis nomedītas laikā no 16.09. līdz 24.10., līdzīgi kā baltpieres zosij, nomedīšanas maksimums – oktobra pirmajā dekādē (2. att. A1, B1).

Garkaklis. Iespējama, bet ļoti maz ticama kāda pāra epizodiska ligzdošana ezerā. Medīti tiek praktiski tikai caurceļotāji. 1994.-2005. g. ik gadus nomedīto skaits svārstījies robežās no 11 līdz 48, iezīmējas divi maksimumu periodi (1997.-1998. g. un 2003.-2004. g.), taču kopumā laika rindas korelācija neuzrāda kādas ilgtermiņa skaita izmaiņu tendences (2. att. A2, B2). Nomedīšanas iespējas ļoti līdzīgas no VIII-2 līdz X-1, un tikai nedaudz samazinās X-2. Nomedīšanas maksimumi dažādos gados bijuši dažādā laikā – no VIII-2 līdz X-2.

Platknābis. Novērojumu periodā ezerā ligzdojošo platknābju skaits nepārsniedz 5 pārus, medīti tiek caurceļotāji un nezināmas izcelsmes spalvmetēji. 1994.-2005. g. nomedīto skaits svārstījies robežās no 43 līdz 168, visvairāk nomedīti 2004.-2005. un 1998. g., nomedīto daudzums ar gadiem pieaug ($r=0,621$; $p<0,05$), taču īsākā periodā (1997.-2005. g.) un neņemot vērā sezonas atklāšanā nomedītos, pieauguma tendence nesasniedz ticamības līmeni. Mednieku guvumā visu sezonu, sākot ar VII-1, skaits vienmērīgi pieaug, sasniedzot maksimumu IX-2, oktobrī strauji samazinās. Nomedīšanas maksimumi pa gadiem bijuši dažādos laikos no VIII-1 līdz X-2, oktobrī strauji samazinās (2. att. A3, B3).

Kriklis. Nelielā skaitā ligzdo ezera apkārtnē, daži pāri – ezerā. Jau no paša sezonas sākuma tiek medīti kā vietējie (Latvijas) putni, tā caurceļotāji un nezināmas izcelsmes spalvmetēji. 1994.-2005.g. nomedīto skaits svārstījies no 26 līdz 166 gadā, iezīmējas divas kulminācijas (1998. un 2003.g.), nav novērotas kādas periodam kopumā piemītošas skaita izmaiņu tendences (2. att. A4, B4). Mednieku guvumā visu sezonu iezīmējas divi maksimumi – VIII-2 un IX-2, bet nomedīšanas maksimumi atsevišķos gados bijuši arī VIII-1 un IX-1.

Baltvēderis. Ezerā novērojumu periodā ligzdojot nav atrasts, taču atsevišķu jaunputnu nomedīšana augustā var liecināt par kāda pāra ligzdošanu ezerā vai apkārtnē. Medīti tiek praktiski tikai caurceļotāji un nezināmas izcelsmes spalvmetēji. Pa gadiem iezīmējas divas nomedīšanas kulminācijas: 1994.-1997. g. (izņemot 1996. g.) un 2005. g., pēdējo sasniedzot, vienmērīgi palielinoties kopš minimuma 2001. g. (2. att. A5, B5).



2. attēls. Zosu, pīļu un lauču nomedīšanas temporālais sadalījums Kaniera ezerā 1993.–2005. gados (turpinājums 153.–156. lpp.)

Figure 2. Temporal distribution of bagged geese, ducks and Coot on the Lake Kanieris, 1993–2005 (continued on pages 153–156)

A – nomedīto sadalījums pa gadiem; skaitlis iekavās aiz sugas nosaukuma – nomedīto skaits

r1 – laika rindas korelācijas koeficients visiem nomedītājiem 1994.–2005.g.

r2 – laika rindas korelācijas koeficients visiem nomedītājiem 1997.–2005.g.

r3 – laika rindas korelācijas koeficients 1997.–2005.g. nomedītājiem, izslēdzot atklāšanā nomedītos

* $p < 0,05$

** $p < 0,01$

1993.g. korelāciju rēķinos nav ietverts ļoti atšķirīgā mednieku skaita dēļ

B – nomedīto putnu faktiskais sadalījums sezonas laikā (koriģēto sadalījumu, kas labāk parāda sugas klātbūtni dabā, skat. 6. tabulā)

A – distribution of bagged birds by years; figure in parenthesis after species name – number of bagged birds

r1 – time-series correlation coefficient for bagged in 1994–2005

r2 – time-series correlation coefficient for bagged in 1997–2005

r3 – time-series correlation coefficient for bagged in 1997–2005 excluding opening

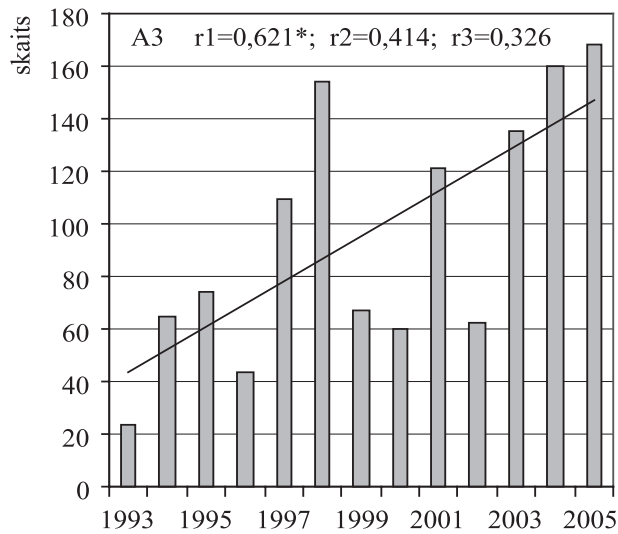
* $p < 0.05$

** $p < 0.01$

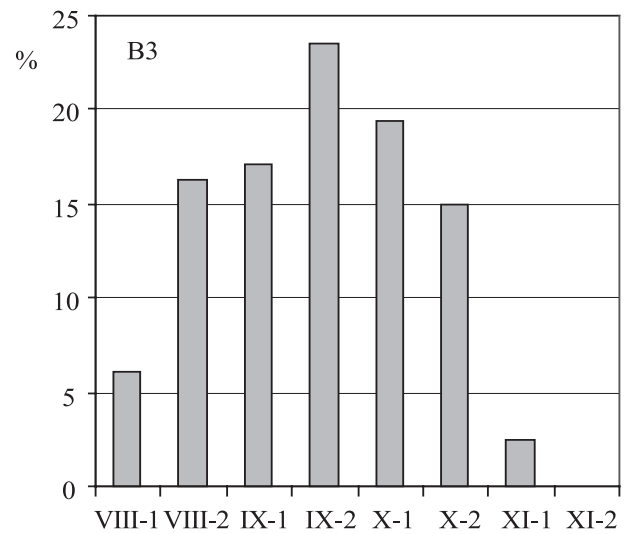
1993 is not included in calculations due to very different number of hunters

B – actual distribution of bagged birds during the open season (for corrected distribution showing better presence of species in nature see Table 6)

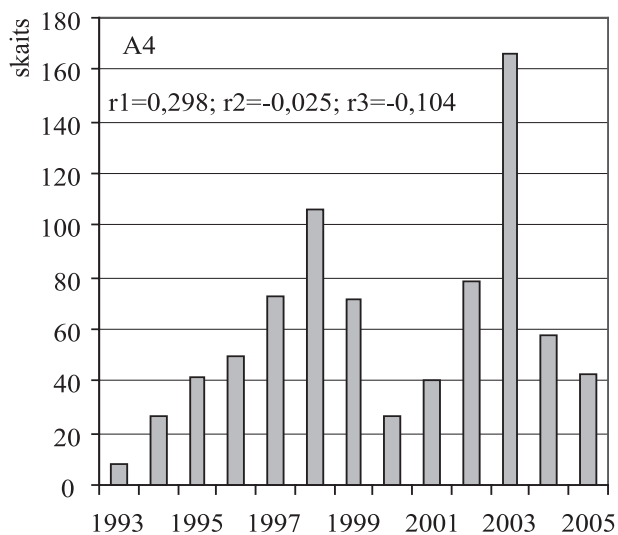
Platknābis *Anas clypeata* (1242)



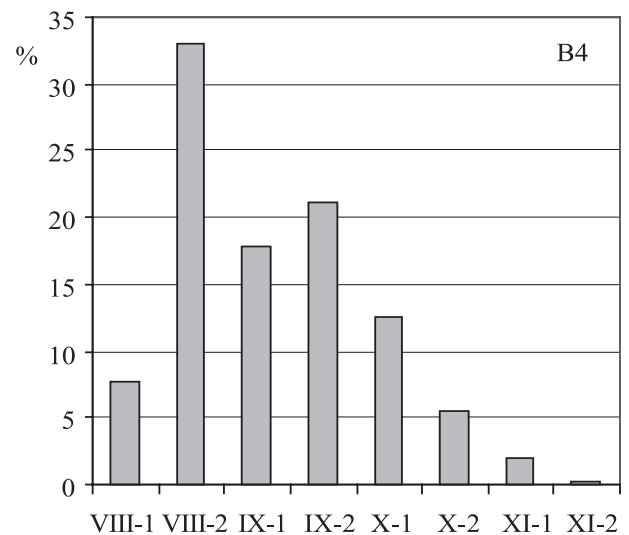
Platknābis *Anas clypeata* (1242)



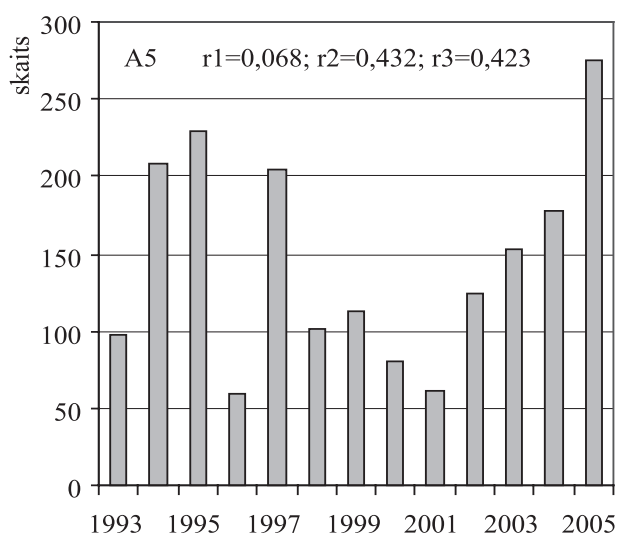
Krīklis *Anas crecca* (787)



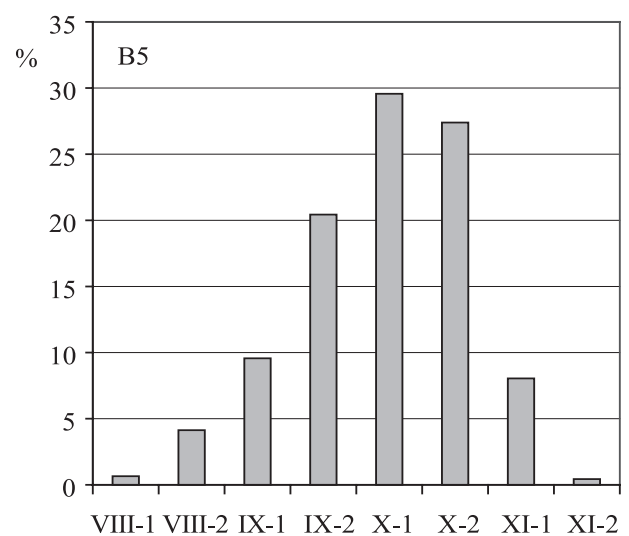
Krīklis *Anas crecca* (787)



Baltvēderis *Anas penelope* (1886)

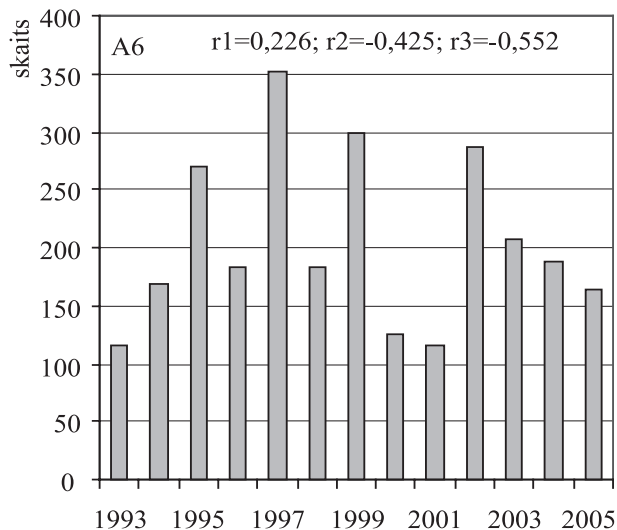


Baltvēderis *Anas penelope* (1886)

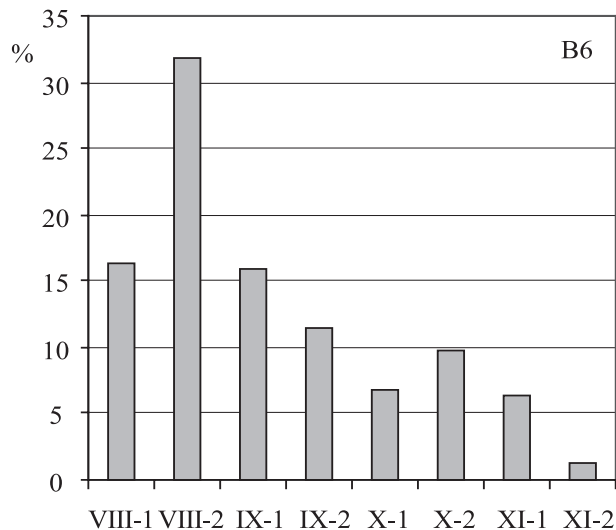


2. attēls. (turpinājums)
Figure 2. (continued)

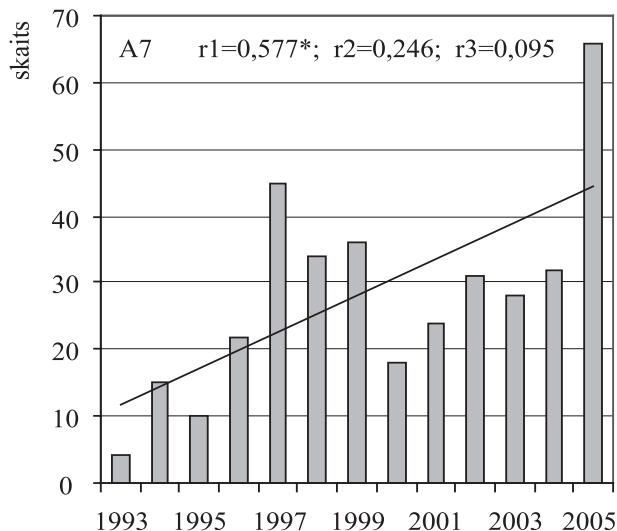
Meža pīle *Anas platyrhynchos* (2661)



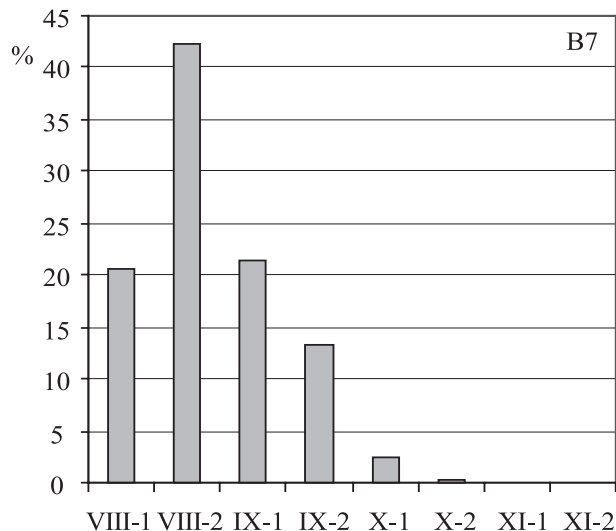
Meža pīle *Anas platyrhynchos* (2661)



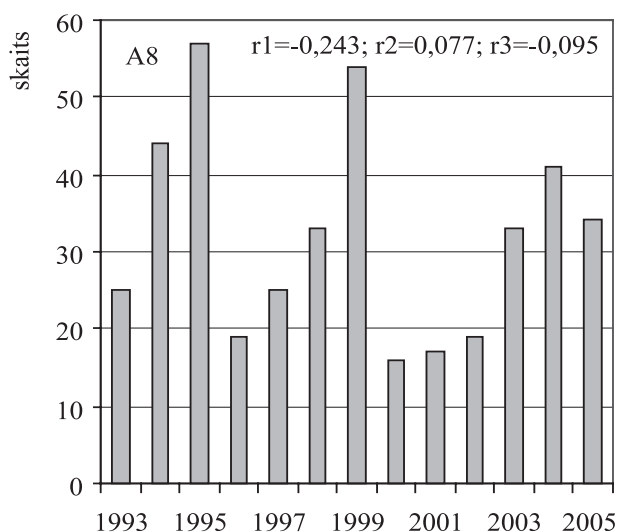
Prīkšķe *Anas querquedula* (365)



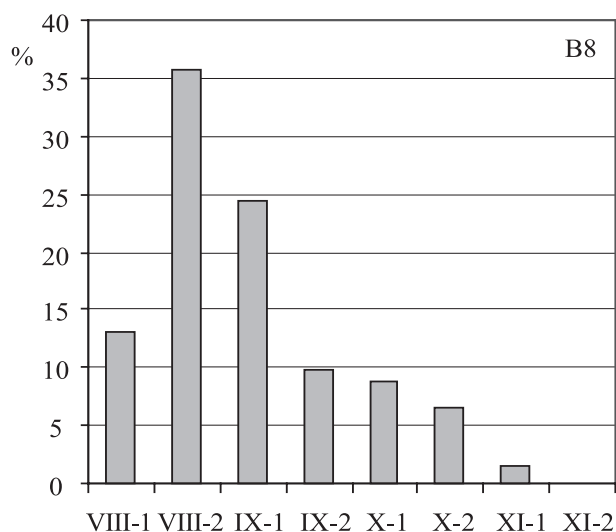
Prīkšķe *Anas querquedula* (365)



Pelēkā pīle *Anas strepera* (417)



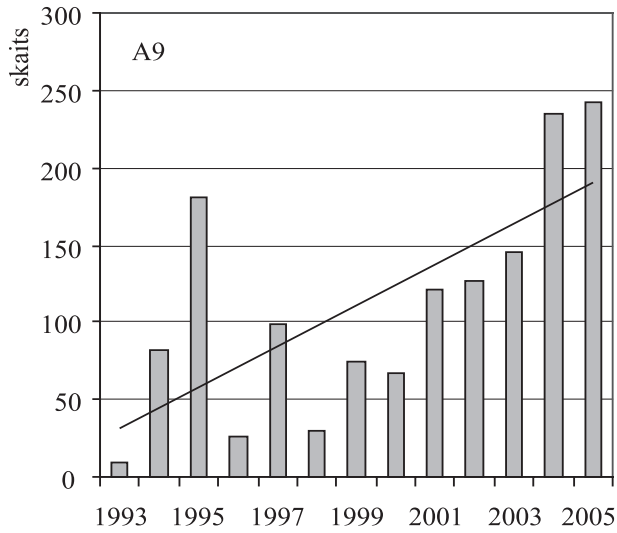
Pelēkā pīle *Anas strepera* (417)



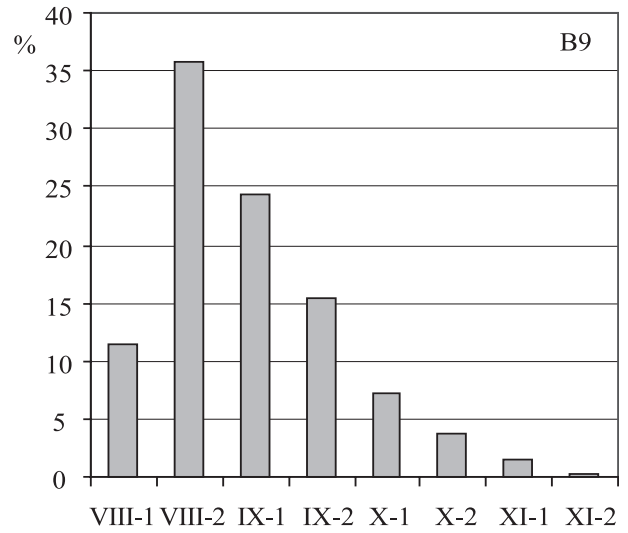
2. attēls. (turpinājums)

Figure 2. (continued)

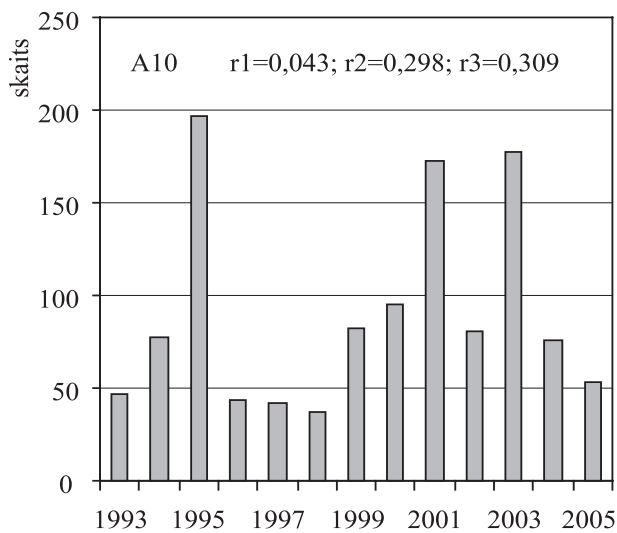
Brūnkaklis *Aythya ferina* (1440)



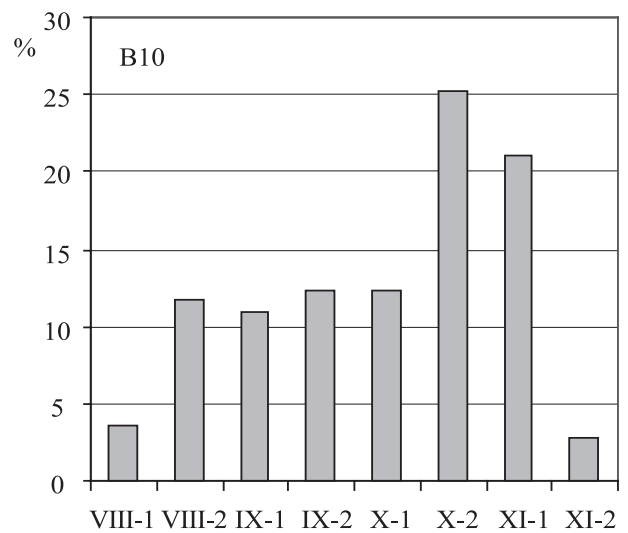
Brūnkaklis *Aythya ferina* (1440)



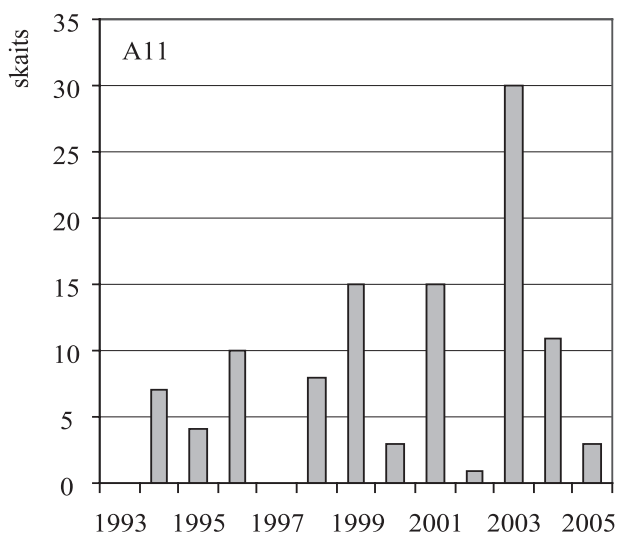
Cekulpīle *Aythya fuligula* (1178)



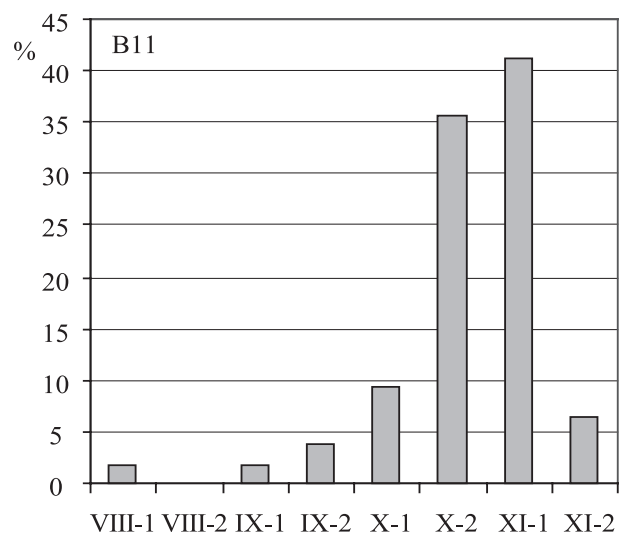
Cekulpīle *Aythya fuligula* (1178)



Ķerra *Aythya marila* (107)

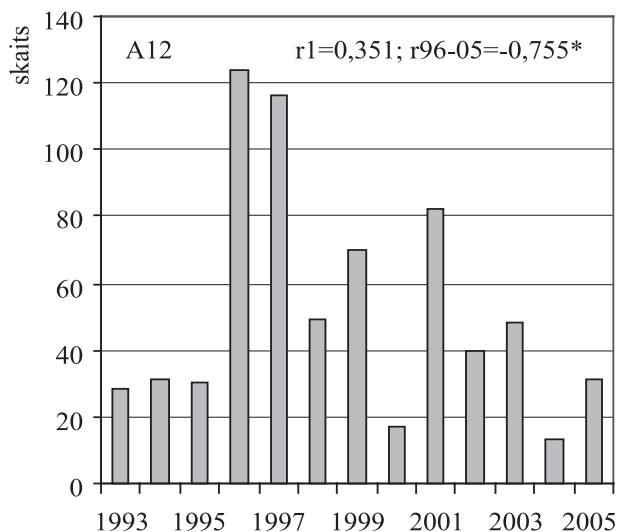


Ķerra *Aythya marila* (107)

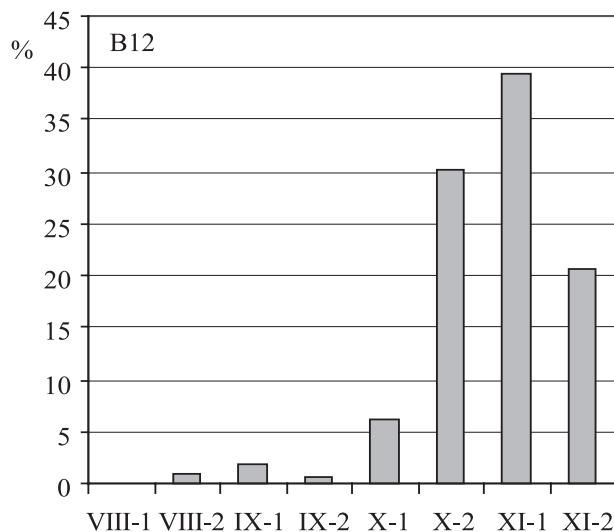


2. attēls. (turpinājums)
Figure 2. (continued)

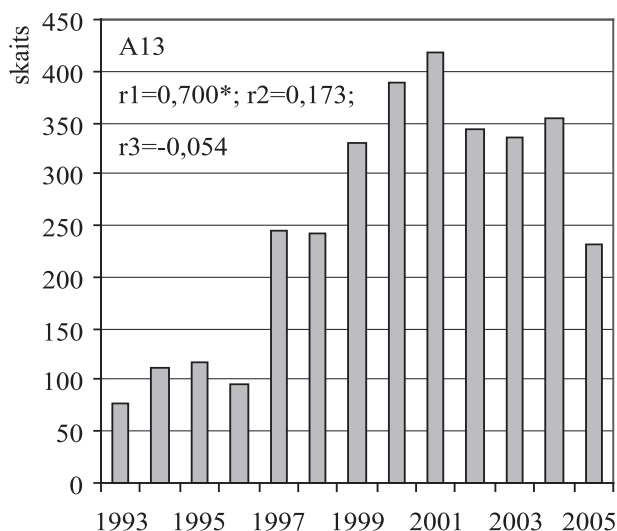
Gaigala *Bucephala clangula* (679)



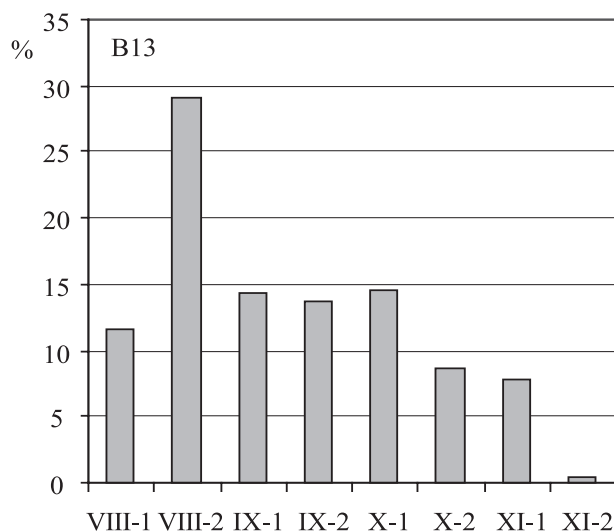
Gaigala *Bucephala clangula* (679)



Laucis *Fulica atra* (3288)



Laucis *Fulica atra* (3288)



2. attēls. (turpinājums)

Figure 2. (continued)

Periodā kopumā statistiski drošas nomedīto skaita izmaiņas nav novērotas. Nomedīto skaits sezonas laikā vienmērīgi aug līdz X-1, tad samazinās. Nomedīšanas maksimumi bijuši arī X-1, IX-2 un pat XI-1.

Meža pīle. Ezerā visbiežāk ligzdojošā (350 pāri pēc 2001. g. vērtējuma) un nomedītā pīļu suga. Medīti tiek, īpaši sezonas pirmajos divos mēnešos, galvenokārt vietējie – ezerā un tā tuvākajā apkārtnē izperētie vai perējošie putni, kā arī nezināmas izcelsmes spalvmetēji. Nomedīto skaits pa gadiem mainīgs un 1994.-2005. g. svārstījies no 116 līdz 353. Periodā kopumā nav konstatētas statistiski drošas nomedīto skaita izmaiņu tendences (2. att. A6, B6), taču jāatzīmē, ka laika rindu korelācijas koeficienti ir negatīvi un 1997.-2005. g. pat samērā tuvi ticamības līmenim. Nomedīto meža pīļu skaita samazināšanās tendenci var izskaid-

rot ar to, ka aizvien vairāk, īpaši sākot ar 2000. g., samazinājies to mednieku skaits, kuri medī „uz celšanu” (šis medību veids tiek piekopts, medījot gk. meža pīles). Nomedīšanas iespējas visaugstākās ir VIII-1 un vienmērīgi samazinās līdz X-1, neliels kāpums X-2 acīmredzot iezīmē caurceļotāju pieplūdumu ezerā.

Prīkšķe. Ezerā ligzdo līdz 10 pāriem. 1994.-2005. g. nomedīto skaits svārstījies robežās no 10 līdz 66, iezīmējas divas kulminācijas – 1997. un 2005. g. Visā periodā kopumā vērojama nomedīto prīkšķu skaita palielināšanās (2. att. A7, B7), kas gan visiem vecumiem kopā ($r=0,577$), gan jaunputniem atsevišķi ($r=0,586$) sasniedz statistiskās drošības līmeni ($p<0,05$). Šis pieaugums nav skaidrojams ar ezerā ligzdojošo prīkšķu skaita palielināšanos vai ligzdošanas sekmju uzlabošanu, bet liecina par nezināmi plašā apkārtnē pļāvās

paretam ligzdojošo priekšku koncentrēšanos ezerā pirms aizceļošanas, kā arī agru caurceļotāju klātbūtni. Par to liecina arī nomedīšanas iespēju sadalījums sezonas laikā (6. tab.) – vislielākais VIII-1, nedaudz mazāks VIII-2, un straujš kritums līdz X-1, pēdējie nomedīti vēl X-2. Dažus gadus tomēr nomedīšanas kulminācijas bijušas arī IX-1 un IX-2, kas acīmredzot ilustrē caurceļotāju baru apstāji.

Pelēkā pīle. Novērojumu periodā ezerā ligzdojošo skaits vērtēts kā 30 pāru, taču faktiskais skaits acīmredzot ir lielāks. Ezerā tiek medīti galvenokārt vietējie putni, jo dienvidnieciskā izplatība nosaka nedaudzās teritorijas, no kurām varētu nākt caurceļotāji. 1994.-2005. g. nomedīto skaits svārstījies robežās no 16 līdz 57, vērojams neliels skaita kritums, kas tomēr statistisku drošību nesasniedz (2. att. A8, B8). Iezīmējam nomedīto skaita kulminācijas 1995., 1999., 2004. gados. Nomedīšanas iespējas vislielākās VIII-2, augstas arī VIII-1 un IX-1, turpmāk ievērojami mazākas, pēdējās nomedītas XI-1.

Brūnkaklis. Ezerā ligzdojošo skaits pieaudzis no mazāk par 100 pāriem 1970. gadu vidū līdz 200 pāriem. Suga raisa interesi ar to, ka ezerā tiek medīti gandrīz tikai vietējie putni, īpaši augustā – septembrī. 1994.-2005. g. nomedīto skaits svārstījās robežās no 26 līdz 242, pie tam skaita pieaugums (2. att. A9, B9) ir statistiski ticams ($r=0,615$; $p<0,05$). Vēl pārliecinošāks tas ir augustā – septembrī, kad citas ūdenstilpes izcelsmes putnu klātbūtne ir vismazākā (visi nomedītie – $r=0,666$; $p<0,05$; jaunputni – $r=0,866$; $p<0,01$). Ap 88 % tiek nomedīti augustā – septembrī (visvairāk VIII-2), pēdējie atsevišķie īpatņi vēl XI-2. Atsevišķos gados nomedīšanas maksimumi bijuši arī VIII-1, IX-1, IX-2. Nomedīšanas maksimums IX-2, visticamāk, liecina par kāda caurceļotāju bara klātbūtni.

Cekulpīle. Ezerā ligzdo ap 100 pāri. Ligzdo vēlu, tāpēc daļa perējumu lidspēju iegūst tikai VIII-2 un IX-1. Laika rindas korelācija augustā – septembrī nomedītajiem (pārsvarā vietējie putni), kā visiem kopā ($r=0,162$), tā jaunajiem atsevišķi ($r=0,254$) nedod pamatu runāt par skaita izmaiņām ($p>0,05$). Visā sezonā nomedīto kopskaits pa gadiem ļoti mainīgs (37 – 197), bet neuzrāda kādu periodam kopīgu izmaiņu tendenci (2. att. A10, B10). Lielie nomedīto skaitļi 1995., 2001., 2003. g. atkarīgi no lielu caurceļotāju baru apstājas un medību dienu sakritības.

Ķerra. Kaņiera ezerā līdz šim ligzdojam nav konstatēta, medīti tiek caurceļotāji. 1994.-2005. g. to skaits bijis mainīgs – 0 līdz 30 gadā. Vislielākā skaitā X-2 un XI-1 (2. att. A11, B11). Jāatzīmē, ka 13.08.2005. ezerā nomedītie divi vecie putni (tēviņš un mātīte), 11.09.2004. nomedītā mātīte un 13.09.2003. nomedītais jaunputns nebūtu uzlūkojams kā pamats aizdomām par šīs sugas ligzdošanu Kaņierī.

Lielgalvis. Nomedīti četri jaunputni 2002. g., t.sk. trīs – otrajā medību reizē, resp., 24.08. (no dažādās

laivās esošiem medniekiem), un viens – 21.09. Droši var apgalvot, ka šie jaunie lielgalvi bija šķīlušies Kaņierī un pirmajā medību reizē vēl nelidoja, par ko liecina 24.08. nomedīto īpatņu lidspalvu stāvoklis.

Gaigala. Ezerā un apkārtnē daži pāri ligzdo, par ko liecina atsevišķi VIII-1 un VIII-2 nomedītie jaunputni. Pārējā laikā tiek medīti nezināmas izcelsmes putni – caurceļotāji. Pa gadiem nomedīto skaits ļoti mainīgs (13 – 124), pie tam 1996.-2005. g. ar tendenci samazināties ($r=-0,755$; $p<0,05$). Nomedīto skaits strauji pieaug X-2, visaugstākais tas ir XI-1, taču XI-2 nomedīšanas iespējas ir pat lielākas (2. att. A12, B12).

Melnā pīle. Ezerā neligzdo. Nomedīts viens jaunputns 13.09.2003.

Kākaulis. Ezerā un Latvijā ligzdojam nav konstatēts. Pavisam 13 gados nomedīti pieci jaunputni no 31.10. līdz 16.11.

Laucis. Ezerā ligzdo lielā skaitā. Tā pēdējais skaita vērtējums – 700 pāru – attiecas apmēram uz 1966.-1976. g. perioda vidu, resp., 1971. g. (Vīksne 1982), un patiesais skaits mūsu pētījuma laikā varētu būt lielāks. Nomedīto skaits 1994.-2005. g. mainīgs – no 97 līdz 417 gadā (2. att. A13, B13), kopumā uzrāda pieauguma tendenci ($r=0,700$; $p<0,05$), taču nav skaidrs, kādā mērā tas atspoguļo šo putnu skaita pieaugumu ezerā, un kādā – attieksmes maiņu pret šo mazāk prestižo medījumu. Spriežot pēc gredzenošanas rezultātiem gk. Engures un Babītes ezeros, augustā 96 %, septembrī 87 % un oktobrī 65 % jauno lauču vēl atrodas dzimtajos ezeros (Блум 1973). Tas liecina, ka arī Kaņierī vismaz sezonas pirmajā pusē tiek medīti gandrīz tikai vietējie putni. Lauču visvairāk nomedīts VIII-2, un apmēram vienādā skaitā no IX-1 līdz X-1. Relatīvi nelielais nomedīto skaits VIII-1 izskaidrojams ar mazo medību reižu skaitu un to, ka liela daļa jauno lauču vēl nelido.

3.4. Nomedīto putnu vecumu un dzimumu sastāvs

Nomedīto putnu vecumu un dzimumu sastāvs visā novērojumu periodā sniegts 7. tabulā. Vairumam sugu pārsvarā tiek medīti jaunie putni. Ķerrai starp nomedītajiem jauno ir 92,1 %, priekšķei – 88,1 %, brūnkaklim – 84,0 %, cekulpīlei – 80,5 %, pelēkajai pīlei, platknābim, garkaklim un laucim to daudzums ir 75-78 % robežās. Jauno krietni mazāk ir starp nomedītajiem krīkļiem – 68,1 %, baltvēderiem – 50,9 %, meža pīlēm – 50,6 un gaigalām – 39,9 %. Krīklim, baltvēderim un meža pīlei mazā jaunputnu daļa sezonas gūvumā daļēji skaidrojama ar spalvmetēju tēviņu klātbūtni ezerā sezonas sākumā, taču uzmanību saista arī vairošanās sekmju indekss R (jaunputnu skaits uz vienu veco mātīti), kas šim sugām ir zemākais. Kā minējam jau agrāk (Vīksne 2001), meža pīlei ir visai

lielas iespējas kļūdīties vecuma noteikšanā vēlākā rudenī, kas arī var izkropļot jaunputnu procentu un R vērtību. Gaigalas 39,9 % jaunputnu skaidrojami tādējādi, ka dzimumgatavību nesasnējušie pērnā gada jaunputni nav diferencēti no vecajiem.

Kaņiera ezerā 1993.-2005. g. nomedīto pīļu jaunputnu skaita un dzimumu sastāva izmaiņas sezonas laikā, veco putnu dzimumu sastāvs, tā atšķirības pa gadiem un sezonas gaitā detalizēti analizētas citā rakstā (Vīksne 2001), un mums nešķiet lietderīgi šeit to

7. tabula. Kaņiera ezerā 1993.-2005.g. nomedīto putnu sugu, vecumu un dzimumu sastāvs

Table 7. Species, age and sex composition of bagged birds on Lake Kanieris, 1993-2005

Suga Species	Vecums, dzimums Age, sex								Nez. Unkn.	Kopā Total	R*
	Jaunie Juveniles				Vecie Adults						
	tēv. male	māt. female	nez. unkn.	kopā total	tēv. male	māt. female	nez. unkn.	kopā total			
Sugas, kuras medīt ir atļauts Species allowed for hunting											
Sējas zoss <i>A.fabalis</i>			20	20			16	16	27	63	
Baltpieres zoss <i>A.albifrons</i>			11	11			7	7	24	42	
Garkalis <i>A.acuta</i>	184	65		249	48	37		85		334	6,7
Platknābis <i>A.clypeata</i>	587	374	2	963	175	99		274	5	1242	9,7
Krīklis <i>A.crecca</i>	247	286		533	142	107		249	5	787	5,0
Baltvēderis <i>A.penelope</i>	707	245	1	953	520	398		918	15	1886	2,4
Meža pīle <i>A.platyrhynchos</i>	679	614	4	1297	710	558		1268	96	2661	2,3
Prīkšķe <i>A.querquedula</i>	153	163	2	318	14	29		43	4	365	11,0
Pelēkā pīle <i>A.strepera</i>	189	138		327	52	38		90		417	8,6
Brūnkaklis <i>A.ferina</i>	688	500	9	1197	160	68		228	15	1440	17,6
Cekulpīle <i>A.fuligula</i>	251	270	368	889	133	82		215	74	1178	10,8
Ķerra <i>A.marila</i>	39	48	6	93	5	3		8	6	107	31,0
Lielgalvis <i>N.ruffina</i>			4	4						4	
Gaigala <i>B.clangula</i>	86	115	37	238	139	219		358	83	679	
Melnā pīle <i>M.nigra</i>			1	1						1	
Kākaulis <i>C.hyemalis</i>			4	4					1	5	
Nez. pīle <i>Anatidae</i>									20	20	
Laucis <i>F.atra</i>			2022	2022				693	693	573	3288
Ūdensvistiņa <i>G.chloropus</i>			2	2					1	3	
Mērkaziņa <i>G.gallinago</i>									4	4	
Pelēkā vārņa <i>C.c.cornix</i>									4	4	
Nez. putns <i>Aves</i>									20	20	
Kopā Total	3810	2818	2493	9121	2098	1638	716	4452	977	14550	
Sugas, kuras medīt nav atļauts Species not allowed for hunting											
Jūras krauklis <i>Ph.carbo</i>			1	1						1	
Cekuldūkuris <i>P.cristatus</i>			14	14			9	9	5	28	
Pelēkvaigu dūkuris <i>P.griseogena</i>			3	3						3	
Mazais dūkuris <i>T.ruficollis</i>									2	2	
Zivju gārnis <i>A.cinerea</i>									1	1	
Baltvaigu zoss <i>B.leucopsis</i>							2	2		2	
Mazā zoss <i>A.erythropus</i>			1	1						1	
Jūrmalas dižpīle <i>T.tadorna</i>			6	6						6	
Lielā gaura <i>M.merganser</i>			2	2			1	1	4	7	
Mazā gaura <i>M.albellus</i>			36	36			11	11	3	50	
Mazais ormanītis <i>P.parva</i>									1	1	
Purva tilbīte <i>T.glareola</i>									1	1	
Tumšā tilbīte <i>T.erythropus</i>									3	3	
Sudrabkaija <i>L.argentatus</i>			2	2						2	
Kopā Total	0	0	65	65	0	0	23	23	20	108	
Pavisam kopā Grand total	3810	2818	2558	9186	2098	1638	739	4475	997	14658	

* R - jaunie putni uz vienu veco mātīti Juveniles per adult female

Kopā 11126 pīles In total 11126 ducks

0,7% nemedījamie putni not allowed for hunting

8. tabula. Galveno Kaņiera ezerā ligzdojošo pīļu sugu pāru skaita vērtējumi

Table 8. Estimates of nesting pair numbers of main duck species on Lake Kanieris

Suga <i>Species</i>	1986-1990	1999	2001
Meža pīle <i>Anas platyrhynchos</i>	< 150	300	350
Pelēkā pīle <i>Anas strepera</i>	< 20	30	30
Brūnkaklis <i>Aythya ferina</i>	100	150	200
Cekulpīle <i>Aythya fuligula</i>	50	100	100

atkārtot, pievienojot dažu gadu materiālu. Šī analīze ļāva konstatēt ar vecumu un dzimumu saistītas migrāciju atšķirības dažādām sugām, kā arī apstiprināja lauka novērojumus, ka ezerā spalvu maina lielāks vai mazāks skaits garkakļa, platknābja, krīkļa, baltvēdera, meža pīles, pelēkās pīles un brūnkakļa tēviņu, pie tam to skaitā ir ne tikai vietējie, bet arī ienācēji no citām vietām. Prīkšķei spalvu maiņai ezerā acīmredzot paliek vien nedaudzie vietējie tēviņi, bet cekulpīlei lielākā daļa tēviņu dodas mainīt spalvas uz citu, pagaidām mums nezināmu vietu.

3.5. Vietējo un caurceļojošo ūdensputnu populācijas un to medības

Medības ir tikai viens no ļoti daudziem faktoriem, kas ietekmē ūdensputnu populācijas, pie tam aizvien retāk tajās saskata galveno apdraudējumu kādas populācijas eksistencei. Ja medību ietekme tiešām ir apdraudoša, tad šādas sugas (populācijas) tiek svītrotas no medījamo sugu sarakstiem.

Mūsu rīcībā esošā informācija par 13 gadu laikā Kaņiera ezerā nomedīto putnu skaitu rosina izvērtēt tendences, kādas vērojamas atsevišķām sugām. Šo izvērtēšanu lietderīgi sākt ar sugām, kuras Kaņierī tikušas medītas praktiski tikai kā caurceļotājas un starp kurām vietējo putnu relatīvais daudzums ir neliels. Šajā grupā nosacīti varam ieskaitīt sešas sugas: garkakli, platknābi, krīkli, baltvēderi, prīkšķi un gaigalu. Kā jau minējām iepriekš (2. att. A3, A7), platknābim un prīkšķei gadu gaitā vērojama ticama ($p < 0,05$) nomedīto skaita palielināšanās, bet gaigalai (2. att. A12), rēķinot vien pēdējos 10 gadus, skaita samazināšanās ($p < 0,05$). Pārējām sugām laika rindas korelācijas koeficienti ir tāli no statistiskās drošības, resp. nav pamata runāt par skaita pārmaiņām novērojumu laikā. Kaņierī novēroto nav arī pamata attiecināt uz šo caurceļotāju populācijām kopumā. Vispārīgā izdarīšanai būtu nepieciešami dati no vairākām vietām un plašākām teritorijām par šo pašu laika periodu.

Lielāku interesi rosina vietējās, lielākā skaitā tieši ezerā ligzdojošās sugas – meža pīle, pelēkā pīle, brūnkaklis un cekulpīle, kurām, izņemot pēdējo, spriežot pēc nomedīšanas laika, ezerā tiek medīti gal-

venokārt vietējie putni. Saskaņā ar mūsu veiktajiem novērojumiem, kopš 1986.-1990. g. to skaits ir pieaudzis. Meža pīlei un brūnkaklim tas turpinājies palielināties arī pēc 1999. g., kad mednieku skaits ezerā kopumā bija lielāks nekā agrāk (8. tabula). Kā redzējām iepriekš, būtiskas nomedīto skaita izmaiņas šim sugām nav konstatētas, atskaitot brūnkakli, kuram gan nomedīto skaits kopumā, gan nomedīto skaits augustā – septembrī palielinājies būtiski ($p < 0,05$), bet augustā – septembrī nomedīto jaunputnu skaita pieaugums ir īpaši pārliecinošs ($p < 0,01$). Ligzdu uzskaites parauglaukuma dati nedod pamatu teikt, ka kādai sugai ligzdu skaits būtu samazinājies vai pieaudzis (9. tabula). Pat brūnkaklim, par kura skaita pieaugumu liecina kā nomedīšanas dati, tā skaita vērtējumi, no parauglaukuma ligzdu uzskaitēm to secināt nevar. Tas acīmredzot liecina, ka ezerā ligzdojošo pīļu pārvietošanās dažādu nelabvēlīgu faktoru ietekmē (piemēram, kādreizējā zemā purva uzpeldējušas austrumu malas veidoto slīkšņu saliņu pakāpeniska izžušana, lokāli atšķirīgi Amerikas ūdeles postījumi, sudrabkaiju izvietojums u.tml.) gadu no gada ir plašākas nekā izvēlētais parauglaukums.

Lai samērotu ezerā nomedīto pīļu daudzumu ar vietējās populācijās izaugušo jaunputnu skaitu, vājā vieta ir zināšanas par mazuļu izdzīvotību līdz līdzspējas iegūšanai. Pagaidām nākas aprobežoties ar secinājumu, ka tieši dzimtajā ūenstilpē, kā liecina ilggadīgas gredzenošanas rezultāti gk. Engures ezerā, tiek nomedīts vairums šeit līdzspēju ieguvušo pīļu (Блум и др. 1989; Бауманис, Худец 1989; Котюков, Русанов 1997; LU Bioloģijas institūta nepublicēti dati). Meža pīlei no pirmajā dzīves gadā nomedīto kopskaita dzimtajā ezerā krituši 74,1 %, t.sk. no augustā – septembrī nomedītajiem – 85,5 %, pelēkajai pīlei – 90,2 % (98,8 %), brūnkaklim – 71,8 % (84,4 %), cekulpīlei – 79,3 % (91,4 %). Kā redzējām iepriekš (8. tabula), šo putnu populācijas mūsu novērojumu periodā bijušas stabilas vai augušas, neskatoties uz visai intensīvo medīšanu (5. tabula). Tāpēc ir pamats domāt, ka izaugušo jaunputnu skaits Kaņierī ievērojami pārsniedza to daudzumu, kas nepieciešams bojā gājušo veco putnu nomaiņai vairošanās procesā. Šo lieko īpatņu eliminācija, acīmredzot, Kaņierī notika

9. tabula. Pīļu ligzdu skaits uzskaites parauglaukumā (1), ligzdošanas sekmes, % (2) un nomedīto jaunputnu daudzums (3) augustā – septembrī 1999.-2005.g. Kaņiera ezerā

Table 9. Number of duck nests in sample plots (1), nesting success, % (2) and bagged juveniles (3) in August – September, 1999-2005, Lake Kanieris

Suga <i>Species</i>	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Vidēji <i>Average</i> 1999-2005
Meža pīle	1 19	35	38	41	35	31	24	32
Anas platyrhynchos	2 65	50	54	59	43	62	54	55
	3 128	29	51	161	132	96	92	98
Pelēkā pīle	1 6	6	7	7	9	7	6	7
Anas strepera	2 30	33	36	71	44	29	72	45
	3 46	13	11	17	25	31	23	24
Brūnkaklis	1 15	66	35	38	37	15	36	35
Aythya ferina	2 32	42	42	66	41	87	72	55
	3 57	43	105	117	134	201	203	123
Cekulpīle	1 35	66	41	31	34	25	18	36
Aythya fuligula	2 27	31	19	45	38	52	50	37
	3 50	31	57	36	25	27	19	35

medību dēļ, kuru radītā mirstība aizvietoja dabisko mirstību (Михельсон, Меднис, Блум 1986). It kā loģiski būtu domāt, ka liekie īpatņi, kuriem neatrodas vieta vietējā populācijā (dzimtajā ezerā), sakarā ar kāda limitējoša faktora darbību varētu pastiprinātas natālās dispersijas rezultātā kļūt par vērtīgu papildinājumu citus mitrājus apdzīvojušām izretinātām populācijām. Mums diemžēl nav zināmi gadījumi, kur šāda scenārija realizācija pilnām būtu pierādīta ar gredzenošanas palīdzību. Tomēr ir dokumentēts fakts, ka Latvijā, Engures ezerā (medības notiek) un Igaunijā, Matsalu rezervātā (medības nenotiek) kā dienu veci mazuļi gredzenotās cekulpīles kopīgajās ziemošanas vietās Dānijā tika nomedītas vienādās proporcijās no gredzenoto skaita, kaut gan no Engurē gredzenotajām 6 % jau bija nomedītas dzimtajā ezerā. Atliek pieņemt, ka Matsalu līdzīgs skaits aizgāja bojā kādu nezināmu dabisku faktoru darbības rezultātā (Mihelsons et al. 1981).

Jebkura dzīvās dabas resursa izmantošanas pieļaujamība var tikt apšaubīta, ja šī resursa izmantošana apdraud tā atražošanas spējas. Kaņiera ezerā pieejamā informācija par medījamo putnu nomedīšanas apjomiem, vietējo ligzdojošo populāciju stāvokli un to skaitlisko pārmaiņu tendencēm nedod pamatu uzskatīt, ka medības tajos apjomos, kādos tās tika praktizētas ezerā 1993. – 2005. gados, būtu pārsniegušas to robežu, aiz kuras populācijas atražošana kļūst problemātiska. Uzskatām, ka Kaņiera ezera pīļu „labklājības” noslēpums slēpjas ideālā ligzdošanas biotopa struktūrā (vēlreiz skat. 1. attēlu), kas nodrošina pietiekoši augstas ligzdošanas sekmes (9. tabula) pat apstākļos, kad ezerā netika veikta praktiski nekāda pīļu dējumu un perējošo mātīšu apdraudošo dzīvnieku skaita ierobežošana.

4. Pateicības

Nomedīto ūdensputnu monitorings Kaņiera ezerā 1993. – 2004. g. bija iespējams, pateicoties, galvenokārt, Dānijas Mednieku asociācijas un tās ilggadīgā vadītāja Nilsa Kanstrupa atbalstam. *Carl Bro International* rada iespēju šo darbu atbalstīt 2001. gadā, Latvijas Medību saimniecības attīstības fonda piešķirtie līdzekļi ļāva veikt materiāla ievākšanu 2004. – 2005. g. un tā turpmāko apstrādi, arī šī raksta sagatavošanu.

Autori ir dziļi pateicīgi Egilam Ozolam, kurš monitoringu veica 1993. – 1996. g., un Vitai Šalavejus, kura devusi lielu ieguldījumu datu ievākšanā 2002. – 2005. gados. Tomēr 98 % Kaņiera ezerā nomedīto putnu nebūtu aptverti, ja Jānis Reihmanis, Antra Stīpniece, Juris Lipsbergs un Māra Kazubierne nebūtu savu reizi aizvietojuši galvenos skaitītājus to prombūtnes vai slimības laikā. Visbeidzot – paldies Kaņiera laivu bāzes darbiniekiem Atim Ozolam, Jānim Ezerlīcim un Arnoldam Elksnim, kuru atbalsts un atsauce ļoti veicināja darbu.

Literatūra

- BirdLife International. 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Blohm R.I., Sharp D.E., Padding P.I., Kokel R.W., Richkus K.D. 2006a. Integrated waterfowl management in North America. In: Boere G.C., Galbraith C.A., Stroud D.A. (Eds.) Waterbirds around the World. The Stationary Office, Edinburgh, UK. 199-203.
- Blohm R.I., Sharp D.E., Padding P.I., Richkus K.D. 2006b. Monitoring North America's waterfowl resource. In: Boere G.C., Galbraith C.A., Stroud D.A. (Eds.) Waterbirds around the World. The Stationary Office, Edinburgh, UK. 199-203.

- Boyd H., Harrison J., Allison A. 1977. Duck Wings. A study of duck population. WAGBI Conservation publication. 112 pp.
- Carney S.M. 1992. Species, Age and Sex Identification of Ducks Using Wing Plumage. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, D.C. 144 pp.
- Clausager I. 1987-2004. Wing Survey from the Hunting Season (1986/1987 – 2003/2004 in Denmark).
- Davidson N.C., Stroud D.A. 2006. African – Western Eurasian Flyways: current knowledge, population status and future challenges. In: Boere G.C., Galbraith C.A., Stroud D.A. (Eds.) Waterbirds around the World. The Stationary Office, Edinburgh, UK. 63-73.
- Doss B. 1898. Über Inselbildung und Verwachsung von Seen in Livland unter wesentlicher Beteiligung koprogener Substanz. Korrespondenzblatt des Naturforscher-Vereins zu Riga, XL. Riga. 186-202.
- Grosse A. 1942. Zur Vogelwelt des Kanjersees und seiner Umgebung. Korrespondenzblatt des Naturforscher-Vereins zu Riga, LX IV. Posen. 78-100.
- Mihelsons H., Mednis A., Kastepõld T., Kastepõld E. 1981. The role of hunting in quantitative self-regulation of local nesting populations of migrant ducks. Proceedings of the Symposium on the Mapping of Waterfowl Distributions, Migrations and Habitats. (Alushta, Crimea, USSR, 16-22 November 1976). Moscow. 312-321.
- Strazds M., Ķuze J. (red.) 2007. Ķemeru nacionālā parka putni. Jumava. Rīga.
- Vīksne J. 1967. Kaņiera ezerā ligzdojošie putni. Zooloģijas Muzeja Biļetens, 1. Rīga. 45-59.
- Vīksne J. 1982. Restoration of water level and management of islands for nesting ducks at Lake Kanieris, Latvian SSR, USSR. In: Scott D.A. (Ed.) Managing Wetlands and Their Birds. IWRB, Slimbridge, UK. 123-127.
- Vīksne J. 1991. Results of restoration of water level on Lake Kanieris, Latvia. In: Finlayson, Larsson (Ed.). Wetland Management and Restoration. Solna. 123-127.
- Vīksne J. 2001. Nomedīto ūdensputnu sugu, vecumu un dzimumu sastāvs Kaņiera ezerā 1993.-2000. gadā. Putni dabā, 1. pielikums: 27-50.
- Vīksne J. 2006a. Waterbirds bagged by hunters at the beginning of autumn hunting season on waterbodies of Latvia in 1993-2004. Newsletter Birds of the Western Palearctic OMPO, No.26: 5-14.
- Vīksne J. 2006b. Nomedīto ūdensputnu monitorings – 2005. – MMD 2006/7: 24-27.
- Vīksne J., Mednis A., Janaus M. 2000. Breeding duck numbers and breeding success at two Latvian Ramsar sites, lakes Engure and Kanieris, in 1999 (preliminary report). Newsletter Birds of the Western Palearctic OMPO, No.22: 25-39.
- Бауманис Я.А., Худец К. 1989. Хохлатая черныт – *Aythya fuligula* (L.). В кн.: Миграции птиц Восточной Европы и Северной Азии. Пластинчатоклювые. Москва. Наука.135-173.
- Блум П.Н. 1973. Лысуха (*Fulica atra* L.) в Латвии. Изд. «Зинатне», Рига.
- Блум П.Н., Козеллэк К.-П., Худец К. 1989. Красногловый нырок – *Aythya ferina* (L.). В кн.: Миграции птиц Восточной Европы и Северной Азии. Пластинчатоклювые. Москва. Наука. 63-135.
- Котюков Ю.В., Русанов Г.М. 1997. Кряква – *Anas platyrhynchos* L. В кн.: Миграции птиц Восточной Европы и Северной Азии. Пластинчатоклювые. Москва. Наука.7-103.
- Михельсон Х.А., Меднис А.А., Блум П.Н. 1986. Популяционная экология мигрирующих уток в Латвии. Изд. «Зинатне», Рига. 111 с.

Waterbirds bagged at the Lake Kanieris, 1993-2005 – an example of sustainable use of natural resources

Summary

The paper deals with a case story of the Lake Kanieris, a freshwater lake (1144 ha) on the South-west coast of the Gulf of Riga, Latvia. It was lowered at the edge of 19-20 centuries, and restored in 1964-1965 as a wildlife habitat. According to established nature protection regime the lake was closed during birds' nesting season, and later allowed for limited fishing and hunting. In 1993-2005 hunting was performed in general terms (second Saturday of August till 15/30 of November) once a week (Saturday afternoon) during 5-6 hours. Altogether, there were 191 hunting times (Table 1), and hunter's bag was registered 187 times covering 98% of total amount. Bagged birds (number, species, age, sex) were checked by professional or skilled amateur ornithologists. Precise number of hunters was known since 1997. Size of local nesting populations of ducks was estimated several times since reestablishing of water level, including also the period of this study. Since 1999 the breeding success of ducks was studied on control plots as well.

Number of hunters has increased during this study but mostly at opening (Table 3). In 1997-2005 average number of bagged ducks per hunter has increased by three year periods both at opening and during the further season (Table 3). Number of bagged ducks depends upon number of hunters, opening date, and, as observed on similar lakes, negatively correlated with water level (Table 4).

Altogether, 14658 birds were checked, including 105 (0.7%) geese, 7692 (52.5%) dabbling ducks, 3438 (23.5%) diving ducks, 3288 (22.4%) Coot and 108 (0.7%) birds not allowed for shooting (Table 5). The most numerous among the last was Smew (50) and Great Crested Grebe (28). Distribution of bagged birds by years and by half-month periods during the season is given in Figure 2 and Table 6. In Figure 2 time-series correlations were given for 1994-2005, 1997-2005 and 1997-2005 excluding opening (to avoid influence of growing number of hunters). Significant increase of bagged birds was observed in

Shoveler and Garganey (nearly completely transit migrants) and in Pochard (mainly local population). Significant downward trend was observed in Goldeneye in 1996-2005. In many species distribution of bagged birds in 1993-2005 shows two maximums allowing to suppose cyclic changes of their numbers in nature. Age and sex composition of bagged birds for the whole study period is presented in Table 7, detailed analysis of it is given in Viksne 2001. Since late 1980s number of breeding pairs of the main nesting duck species has increased on L.Kanieris regardless of hunting (Table 8). Coincidence of several trends in Pochard, as growing local population, growing number of annually bagged birds, especially in August – September (nearly completely local population), relatively high and improving nesting success allows to suppose that at least in this species hunting was not an obstacle to welfare of the population. We have not received any proofs of negative influence of hunting also on other species on Lake Kanieris in 1993-2005.

**Aktuālā savvaļas sugu un biotopu
apsaimniekošanas problemātika Latvijā**

LU Akadēmiskais apgāds
Baznīcas ielā 5, Rīga, LV-1010

Iespiests SIA "Latgales druka"