



Matsalu Rahvuspark

LOODUSEVAATLUSI 2004-2005

Penijõe 2005

„Loodusevaatlusi“ on Matsalu Rahvuspargi poolt alates 1970. aastast välja antav kogumik, mis ilmutab kaitsealadel tehtavaid teadusuuringuid ja seiret. Käesolev kogumik, järjekorras kolmekümnes, on peaaegu täielikult hõlmatud Matsalu vesisemate keskkondadega: siinse siselahe ja roostikuga, kalades ja hüljestes sisalduvate mürkainetega, niidulompide elustiku ning kõre taasisustamisega. On ka üks artikkel veidi kuivemast piirkonnast – astlaliste asustusest niitudel.

Kogumik on kättesaadav Eesti Rahvusraamatukogu digiarhiivist DIGAR aadressil: <http://digar.nlib.ee>

Koostanud ja toimetanud: Eve Mägi
Kaane kujundanud: Tiit Kaljuste

Trükitud Haapsalu Trükikojas, 2005

MATSALU MÄRGALA ROOSTIKE STRUKTUURI JA LEVIKU MUUTUSED AASTATEL 1980-2004

Mats Meriste, Merike Üts, Kalle Kirsimäe

SISSEJUHATUS

Matsalu märgala hõlmab madalaveelist Matsalu lahte, selsse suubuvat Kasari jõe deltat ja nendega seotud niiskuselembeseid taimekooslusi. Matsalule kõige iseloomulikumaks peetakse ulatusliku levikuga roostikku, mis hõlmab ligi 3000 hektarilise ala Matsalu siselahe ja Kasari jõe deltaharude vahelises piirkonnas. See kohati kuni 4 m kõrgune, vahel kõrgemgi, rootihnik vaheldumisi üksikute vabaveelaikudega on ka paljude vee- ja roostikulindude meelispak peatumiseks rändel või pesitsemiseks. Roostikku piirab idast ligi 4000 ha suurune väga mitmekesise ja vahelduva taimkattega luht, mis on tugevalt mõjutatud üleujutustest ja inimtegevusest (niitmine, karjatamine). Matsalu lahte piirab 2900 ha suurune rannaniitude vöönd, mis on kasutusel peamiselt heina- ja karjamaadena (Miilmets, 1983).

Viimase umbes 100 aasta jooksul on täheldatud vaadeldava ala kiiret maismaastumist, mis on märkimisväärselt mõjutanud spetsiifiliste liigniiskete taimekoosluste ja nendega seotud linnustiku ja loomastiku elupaikade ökoloogilist seisundit ja paiknemist märgala piires (Kumari, 1973). Kasari delta maastumisprotsessi dünaamika väljendub hästi roostiku levikus, mis on möödunud sajandi vältel pidevalt lääne poole nihkunud. Lausroostiku läänepiir oli 1980.-te aastate alguseks, võrreldes 1934.-1936. aastate katastriplaanidega ning 1933. aasta roolade kaardiga, umbes 2,5 km edasi nihkunud. Luha poolt on roostiku taandumine, sõltuvalt siiski piirkonnast, olnud palju aeglasem ning väiksema ulatusega. Selliste leviku muutuste põhjusteks võib pidada looduslikest protsessidest ja inimtegevusest tulenevat koosmõju (Ksenofontova, 1985).

E. Kumari (1973) andmetel kiirenes roostiku kasv ja Kasari delta piirkonna maismaastumine hüppeliselt 1926-1938. aastatel

tehtud delta jõgede süvendamise ja kanaliseerimise järel. Tõenäoliselt on selle faktori mõju varasemates uurimustes oluliselt ülehinnatud. Kuivendustööd mõjutasid piirkonna maismaastumist peamiselt läbi kaudsete mõjurite, eelkõige läbi setete ja biogeensete ainete kontsentreeritud ja kiirendatud liikumise otse Matsalu lahte (Meriste, 2003). Kindlasti on Matsalu lahe maismaastumise protsessis oluline roll eutrofeerumisel ja orgaanikarikaste setete kuhjumisel. 1970.-1980. aastatel põllumajandusmaadelt pärinenud biogeeniderikas vesi ning vee kiirenenud vool lahte (kanalite süvendamise tõttu) põhjustas märkimisväärse roostiku tihenemise ja biomassi kasvu ning sellest tulenevalt suurendas orgaanikarikaste setete kuhjumist (Ksenofontova, 1983).

Nendele muutustele aitab/aitab olulisel määral kaasa ka viimaste aastatuhandete neotektooniline maatõus, mis Matsalu piirkonnas on ca 2,5 mm aastas. Viimase 100 aasta jooksul on uuritavas piirkonnas maapind ainuüksi tänu neotektoonilisele maakerkele muutunud 0,2-0,3 m kõrgemaks (Meriste, 2003).

Matsalu roostike edasine areng ei ole selge. 1990.-te aastatel toimunud põllumajandustootmise langus ning järjest edenev olme- ja tööstusheitmete kontroll on küll vähendanud biogeenide transporti, kuid samas on maapinnatõusu mõju jätkuv. Nende arengute mõistmiseks ja edasise prognoosimiseks analüüsitakse käesolevas uurimuses roostiku leviku muutusi selle siseosas ja välispiiril viimase kahekümne viie aasta jooksul ning võrreldakse neid muutusi Matsalu märgala neotektoonilise maapinnatõusu mudeliga. Aluseks on võetud aastatel 1977-1980 tollase Eesti NSV TA Zooloogia ja Botaanika Instituudi töötajate poolt K. Porgi juhendamisel koostatud Matsalu Riikliku Looduskaitseala taimkatte geobotaaniline kaart mõõdus 1:10 000 (Pork jt., 1981), mille kaardistus- aluseks olid 1976. aasta mais tehtud aerofotod ning milliste andmestikku kontrolliti eelnevalt ulatuslike välitöödega (Ksenofontova, 1988). Geobotaanilise kaardi tegemise aegset roostiku levikupilti võrreldi 2002-2004. aastatel tehtud Matsalu lahe siseosa ja Kasari delta pinnakatte ja taimestiku kaardistamise tulemustega. Viimatimainitud tööd tehti Tartu Ülikooli Geoloogia Instituudi ja Matsalu Rahvusparki koostööprojekti raames.

MATSALU ROOSTIKE LEVIK

Esmased andmed Matsalu roostike kohta pärinevad 19.

sajandist, kui 1870.-tel aastatel kirjeldasid Matsalu maastikupilti V. Russow ja mõisnik J. Gernet. Nendelt pärinevad ka esimesed üles-tähendused Kasari deltat katvatest suurtest, mitut ruutversta katvatest ja mehekõrgustest rooväljadest, milles peale pilliroo olid esindatud ka järvkaisel, ahtalehine hundinui ja kalmus, ning mille vahel leidus suuremaid tarnaalasi. Nende andmetel oli 19. sajandi lõpus Matsalu lahe keskosa Haeska ja Matsalu mõisa vahel täiesti vabaveeline, ka lahe siseosa saari (Haeska rahud, Täku saar) ei ümbritsenud veel roostik (Kumari, 1973). Roostik oli tol ajal levinud Rannamõisa, Kloostri ja Penijõe vahel, endiste Keskvere mõisa kaartide põhjal võis roovälja pindala ulatuda 10 km² (Mägi, 2003).

20. sajandi algul ei täheldatud Matsalu lahe taimkattes erilisi muutusi, ainult veetaimestik ummistas üha rohkem Kasari jõgede harusid, takistades vee voolamist lahte. 1909. aastast pärinevad H. Loudoni tähelepanekud (E. Kumari järgi (1973)), milles esmakordselt kirjeldatakse luha ja deltaala suuri üleujutusi. Tollal algas Matsalu lahe roostik Väike-Rõudest umbes 3 km lääne pool. Roostiku ulatuse kohta olevaid andmeid võib pidada vaieldavaiks: 1911. aastal arvas K. Kupffer olevat roovälja mõni kilomeeter lai ja ligi 7,5 km pikk, M. Härms hindas aga 15 aastat hiljem roostiku ulatuseks kõigest 16 km² (Kumari, 1973). Samas märkas M. Härms (1926), uurides 1924. aasta mais-juunis Kasari jõe peaharust lõuna pool asuvat madalikku ja lahe lõunarannikut, esimesena roostiku-väljade lääne poole levimise tendentsi ja koos sellega lahe kinnikasvamise ohtu. Alates 1920. aastast kuni 1970.-te aastate keskpaigani pärinevad peamised andmed Matsalu roostiku muutuste dünaamika kohta E. Kumariilt. 1925. aastal oli Matsalu lahe siseosa ja Kasari delta roostiku üldpindala 15 km² (Kumari, 1973). Vee sügavuseks roostikus mõõtis Kumari kõigest 0,5 meetrit. 1920.-tel aastatel oli roostike levik suhteliselt aeglane: vähem levis roostik lääne suunas, rohkem levis see piki jõekaldaid ida suunas. Lahe keskosa rannikule ja saartele olid tekkimas ulatuslikud rooväljad. Pidevad roostikuväljad laiusid lahe kirdesopis (Rõude meri) ja kaguosas (Kloostri meri), lahe välisosas oli roostikku vähe (Kumari, 1973).

Aastatel 1927-1937 toimusid Kasari delta jõgede süvendamistööd, mille esimeseks märgatavaks tagajärjeks oli kaasaegsete kirjelduse järgi 1930.-te aastate keskpaigas aset leidnud lahe kirdeosa (Rõude mere) kiire maismaastumine (Kumari, 1973). Praeguseks on endisest lahesopist saanud heinamaa, mida on

niidetud juba viimased 50 aastat. Oluliselt mõjutasid märgala hüdrooloogilist režiimi ka 1950.-1960. aastatel ja 1970.-1980. aastatel aset leidnud täiendavad kuivendustööd, mida võimendas jätkuv maakerge (Pork, 1973).

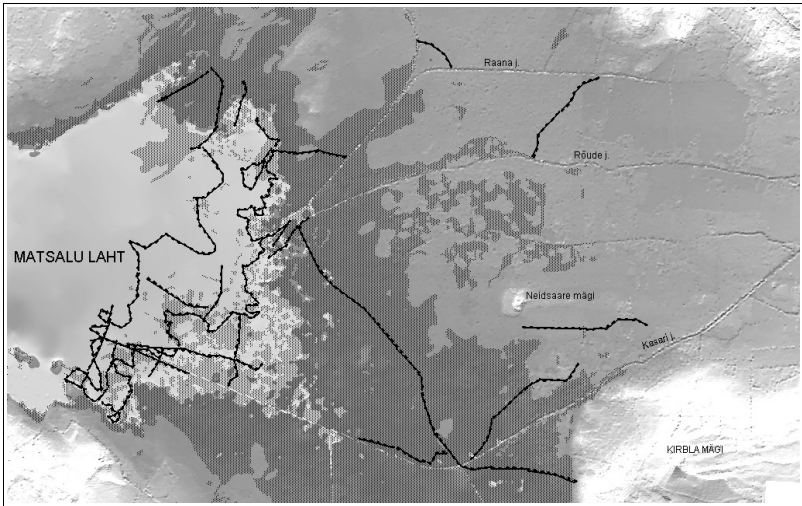
Kuivendustöödest hoolimata olid roostikualad 1870. aasta ja 1970. aasta võrdluses suurenenud kolm korda ning võrreldes aastatega 1933-1936 oli roostik selleks ajaks (1970 a.) ka tublisti lääne suunas levinud. Kõige jõudsamini levis roostik Matsalu lahe lõuna-ja põhjaranniku kaudu, aeglasemalt levis roostik siselahe keskel, kus vesi oli sügavam (Kumari, 1973). 1983. aastal ulatus Ksenofontova andmetel roostiku pindala Matsalu lahes hinnanguliselt 30 km²-ni, ulatudes ida-lääne suunas kohati üle 6 km ning laiudes põhjast lõunasse 5-8 km suuruse väljana. Peamise rooväljade lokkamise põhjusena nägi T. Ksenofontova liigset toitainete kontsentratsiooni, mis saabus Kasari jõe kaudu põllumajandusmaadelt ja põhjustas lahe eutrofeerumist.

Roostiku pealetungi peamiseks nähtavaks tulemuseks on kõrge, tihe ja jäme pilliroog, mis moodustab homogeeniseid mitmekümne ruutkilomeetriseid kõrgroovälju, mille vahel leidub laugaste ja lagealadena ca 10-20% ulatuses vaba vett, veealade osakaal suureneb avalahe suunas (Mägi, 2003). Koos roostiku laienemisega toimub ka niidukoosluste läänesuunaline liikumine, hõivates endiseid roovälju (Pork, 1973). Iseloomulikuks on samuti niidutaimkatte kserofiilsemaks muutumine ja võsastumine (Truus, Sassian, 1999). Samas on aga täheldatav jätkuv heinasaakide vähenemine, mis on arvatavasti tingitud üleujutuste kestvuse ja ulatuse märgatavast vähenemisest ja vastavalt väiksemast niitudele kanduvast toitainete (muda) hulgast. Heinasaakide langemisega vähenes niitmine juba 1970-1980.-tel aastatel, eriti järsult vähenesid aga niidetavad pinnad 1990.-te aastate alguses koos nõukoguliku kolhoosidesüsteemi kokkuvarisemisega. Selle tagajärjel hakkas niitmata aladele levima madal ja hõre roostik (Truus, Sassian, 1999).

Kaasaegset roostike levikut saab hinnata 1998. aastal tehtud ortofotodelt, mis annavad roostikuala pindalaks fotode seisuga ligikaudu 28 km², kuid see määrang võib olla ebatäpne, kuna ortofotod on tehtud maikuus enne normaalse vegetatsiooni kujunemist ning andmed ei hõlma ka lahe kesk- ja läänepoolsete alade roostikke. Matsalu Rahvuspargi töötaja Eve Mägi andmetel (2003) on siselahe roostiku pindalaks ligikaudu 2700 ha, millest 2/3 hõlmab tihe,

madala veega ja avavee-laikudeta roostik massiivi idaosas.
MATERJAL JA METOODIKA

Geobotaaniliste muutuste uurimiseks ja kindlaksmääramiseks kasutati Matsalu lahele 2003. ja 2004. aasta suvekuudel rajatud uuringuprofiile (joonis 1). Profiilid tehti risti tiheroostiku välispiiriga (rannajoonega) ning nende alguspunktiks valiti tiheroostiku välispiiri punkt, kust kanuuga edasi sisemaa poole liikumine polnud võimalik. Profiilil märgiti taimekoosluste levik joonmeetodil, st. registreeriti profiilile jäävate taimestatud alade liigiline koosseis ja kloni suurus ning vee sügavus. Hõredamatest kloonidest sõideti valitud suunal kanuuga otse läbi. Suuremate ja tihedamate kloonide puhul määrati profiili lõikepunktid ning kontrolliti võimaluse piires kloni sisemise osa liigilist koosseisu. Samaaegselt hõreroostiku uurimisega tehti uuringuprofiilid ka tiheroostikku. Tiheroostiku profiilidel fikseeriti uuringupunktides liigiline koostis (fikseeriti ka olulisemad liigi leviku piirid) ja kirjeldati põhjasetete profiilid.



Joonis 1. Matsalu välis- ja siseroostiku uuringuprofiilide asendiskeem.
Figure 1. Mapping profiles in Matsalu reedbeed area.

Veetase, mis Matsalu lahes kõigub sõltuvalt tuultest üsna suurtes piirides, korrigeeriti kontrollitud punkti suhtes ning viidi ühtsele

tasemele. Taimkatte liigilise koosseisu määramisel eristati kaisel (järv- ja kare kaislat ei eristatud), pilliroog, ahtaleheline hundinui ja meri-mugulkõrkjas.

Matsalu-Kasari orundi reljeefi kirjeldamiseks ja kõrgusmodeli koostamiseks kasutati Matsalu Rahvuspargi kõrgusandmebaasi laseraltimeetrilise mõõdistuse (LIDAR) andmeid (punktide tihedus keskmiselt 16 punkti/ha) (Matsalu Rahvuspargi kõrgusandmebaas, 2001), mida täiendati/parandati välitöödel saadud andmetega. LIDAR andmebaas seoti Matsalu lahe batümeetria andmestikuga, mis pärines varasematest batümeetrilistest mõõdistusandmetest lahe lääneosas ja selle uurimisprojekti välitööde tulemusena tehtud mõõdistustest Matsalu lahe idaosas. Andmebaasile tuginedes loodi kõrgusmodel paketiiga Mapinfo Professional 6.5 ning tehti Matsalu ja Kasari orundi piki- ning ristiprofiilid. Kõrgusmodeli punktid arvutati "lähima-naabri" meetodil otsinguraadiusega 30 m ja võrgustikuraku suurusega 20 m.

TULEMUSED JA ARUTELU

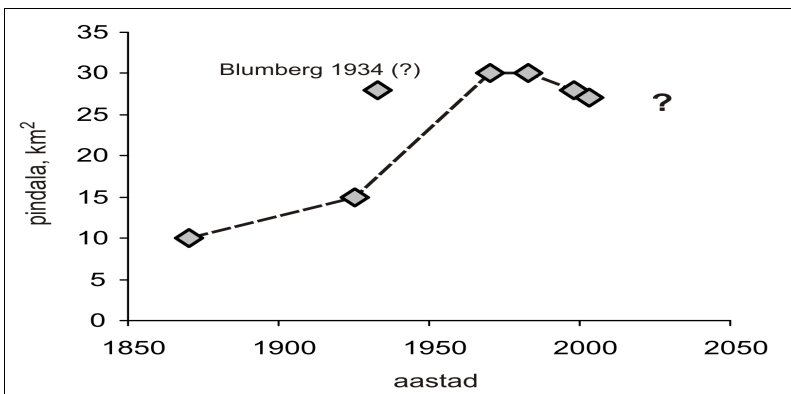
Matsalu roostiku kaasaegse struktuuri ja leviku võrdlus 1980. aasta geobotaanilise kaardiga lubab väita, et viimase kahekümne viie aasta jooksul pole roostike levik lääne suunas olnud samavõrd massiline ja silmnähtav nagu see oli eelmise sajandi keskpaigast 1980.-te aastateni. Roostiku leviku andmete võrdluses on oluline märkida, et tiheroostiku välispiir on jäänud püsima ligikaudu samal joonel kus see asus 1980.-tel aastatel (kaardiandmete ebatäpsusest ja GPS mõõtmiste veast tulenevalt $\pm 10\text{-}20$ m) ning vähesed on muutused ka roostiku välispiiri asendis.

Taimkatte struktuuri juures on täheldatav kaislastike koondumine Kasari jõe suudme piirkonda, samas on kaislakloonide arvukus välisroostikus üldiselt madalam (*pro* hõredam) kui 1980.-tel. Siiski on roostik oluliselt tihenened Kasari ja Rannamõisa/Rõude suudmete vahelisel alal ning lahe kirdeosas põhja pool viimati nimetatud jõgede suudmeid; ja seda nii kaislate, ahtalehise hundinuija kui ka pilliroo osas. Eriti selge on see tendents jällegi kaislate levikus. Kaisel on järjest haaranud siin üha uusi veealaid, kuid on ka laiendanud olemasolevaid kogumikke. Uue liigina on sellele alale ilmunud meri-mugulkõrkjas, mida 1980.-tel aastatel esines harva, kuid mis nüüd moodustab ulatuslikke kloone. Siiski ei ole selles piirkonnas toimunud pilliroo levikupiiri edasitungi, kuid tukkade üksteisega

kokkukasvamise tõttu on jäänud vähemaks üksikuid pillirookloone.

Samasuguse järelduse võib teha siseroostiku uurimise tulemuste alusel. Ka nende andmete esialgne analüüs kinnitab, et roostikus ei ole viimase 25 aasta jooksul märgatavaid muutusi toimunud. Vaid lahe kirdesopi siseroostikus äratas tähelepanu tõdemus, et enamik senisest halofüütse roostikuga kaetud alast on nüüd kaetud glükofüütse roostikuga, kus esineb kohati ka tarnamätaid. Ülejäänud osas mingeid muutusi või levikupiiride nihkumisi varasemaga võrreldes ei täheldatud. Siiski, täiesti iselaadse ehitusega oli roostik marsruudil, mis läbis peaaegu suletud, poldrilaadse Kloostri mere Kasari ja Penijõe vahelisel alal. Sealne taimestruktuur (niiske tarnastik, ahtalehine hundinui, kalmus jm.) viitab erinevalt teistest homogeensetest roostikest, märgatavale soostumisele.

Olemasolevate kirjalike roostikuleviku andmete koond viitab, et Matsalu siselahte täitva roostiku levik on viimastel aastakümnetel aeglustunud ja näitab isegi (mõne ruutkilomeetrist) vähenemise tendentsi (joonis 2). Isegi siis, kui arvestada levikuandmete erinevat usaldusväärsust, on ilmne roostike levikus toimunud suur kasvuhüpe 20. sajandi esimesel poolel, mis praeguseks on pidurdunud ja/või pöördumas.



Joonis 2. Roostike pindala muutmine Matsalu märgalal (kasutatud: Kumari, 1973; Pork, 1973; Pork jt., 1981; Matsalu märgala ortofotod 1998; Mägi, 2003).

Figure 2. Reedbed area changes at Matsalu wetland (data from: Kumari, 1973; Pork, 1973; Pork et al., 1981; Matsalu wetland orthophotographs, 1998; Mägi,

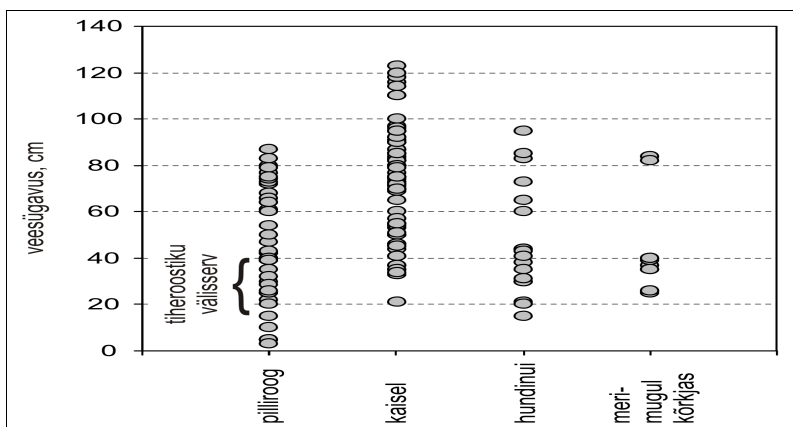
2003).

Tõenäoliselt toimus suurim roostiku laienemine 1920.-1970.-tel aastatel, mil roostik vallutas märgatava kiirusega uusi alasid lääne pool, välislahe suunas. Sellele avaldasid suurt mõju 20. sajandil aset leidnud süvendus-kuivendustööd (etappidena ajavahemikus 1926-1980), mille läbi jõudsid setted ja biogeensed ained kontsentreeritult ja kiiresti, ilma vahepeal luhas settimata, Matsalu lahte. Kuid nagu Meriste (2003) rõhutab, said kraavitus ja süvendatud jõed oluliselt mõjutada vaid nende alade arengut, mis olid juba kerkinud üle merepinna, muutudes sõna otseses mõttes "maismaaks". Kraavitamine/kanaliseerimine ei toonud kaasa Kasari delta väliste piiride maismaastumist, kuna see ei muutnud otseselt veetaset Matsalu lahes ega ka rannajoone asendit. Siiski näib, et kanalite ja kraavide rajamine omas nn. päästiku efekti, mis tipnes mitmete sobivate asjaolude kokkulangemisel (eelkõige laienes järsult roostumiseks sobivate kasvukohtade pindala) roostike ennenägematu vohamisega. A. Blumbergi järgi (1934) hõlmasid roostikud juba 1933. aastal umbes 28 km² suuruse ala (joonis 2), mis tähendab seda, et roostiku pindala kahekordistus kõigest 8 aasta jooksul. Kuigi tema poolt esitatavate andmete usaldusväärsus ei ole selge, näitavad need siiski väga kiiret ja ekspansiivset arengut.

1970. aastaks oli roostik oma leviku tipul, hõivates 30 km² suuruse ala. Kuigi puuduvad andmed selle kohta, mil määral nõukogude-aeg oma jäiga plaanimajanduse ja intensiivse põllumajandusega (väetiste külvamine lennukitelt ja lumele, suurte karjalautade rajamine Kasari valgalasse) ja süvendamistest tingitud biogeeniderikka vee kiirendatud vooluga lahte roostike levikule mõju avaldas (kasvas seetõttu roostike pindala 2 km² või 14 km²?), on üsnagi kindel, et see põhjustas Matsalu lahe eutrofeerumist. Järvekülg (1983) tõi Matsalu lahes roostiku levikut puudutavate eutrofeerumise negatiivsete mõjudena välja sellised tegurid nagu (1) ebapüsiva hapnikurežiimiga laheosa laienemise ida suunas ja (2) lahe põhjasetete mudastumise ja väävelvesiniku ilmumise setetesse; Ksenofontova (1985) hinnangul tõi aga (3) fosfori- ja lämmastikuühendite sisalduse suurenemine lahe vees endaga kaasa lausroostiku massilise vohamise, mis väljendus eelkõige pilliroo biomassi suurenemises pindalaühiku kohta.

1981. aastal leidis Miilmets, et viimase 50 aasta jooksul on roostiku lääneserva edasiliikumise kiirus olnud kuni 100 meetrit aastas. Süvendamisjärgse aja jooksul on Meriste (2003) hinnangul

vabavee piir taandunud lääne suunas ligikaudu 5 kilomeetrit, mis vastab Miilmetsa väljapakutud roostiku lääne suunas liikumise ulatusele. Paraku ei ole järgneva paarikümne aasta jooksul (1980-2003) sellist roostiku 2,3 kilomeetrist nihet lääne suunas toimunud. Samas ei saa väita ka seda, et selle aja jooksul mitte mingeid muutusi esinenud poleks – roostikusiseselt on toimunud märgatav taimkatte tihenemine, olemasolevate taimekogumike laienemine, taandunud on roostikusisesed vabaveelaigid. See tundub olevat tingitud nii intensiivse eutrofeerumise (järelkaja) kui ka siiski maa-pinna tõusu tulemus. Maakerke tõttu peaks selle piirkonna ranna-joon nihkuma aastas ligikaudu 10 meetrit lahe suunas, mis kahjuks jääb samasse suurusjärku levikupildi mõõtmistäpsusega.



Joonis 3. Vee sügavus peamiste roostikut moodustavate liikide kasvu-kohtades vabaveelises välisroostikus ja tiheroostiku piiril.

Figure 3. Water depths at main reedbed species growth areas (pilliroog – Common reed, kaisel – Club-rush, hundinui – Lesser Bulrush, meri-mugulkõrkjas – Sea Club-rush; the depth-interval in reedbed data indicates the limit for the main/inner reedbed communities).

Meie andmed näitavad, et roostiku taimkattestruktuuride väljakujunemisel ja levikul on enamasti määravaks teguriks vee sügavus. Taimkatte profiilide ja batümeetriliste mõõtmiste andmete põhjal võib selgelt eristada taimeliigi eelistatud veesügavuse vahemikku ja kasvukohta (joonis 3). Harilik pilliroog võib kasvada kuni 80 cm sügavuses vees, kuid kõige sagedasem on pilliroog Matsalu

lahes siiski veesügavustel 20-40 cm. Järv- ja kare kaislat võib leida sügavamast veest, maksimaalseks vee sügavuseks mõõdeti ~120 cm, kuid enim eelistatud vahemikuks tundub olevat 40-100 cm. Ahtalehise hundinuia veesügavuse taluvus on väiksem ja leviku ulatus piiratum, piirdudes üldjuhul 20-40 cm sügavuse veega. Merimugulkõrkja puhul on eelistatud veesügavuseks 30-40 cm (harva kuni 100 cm).

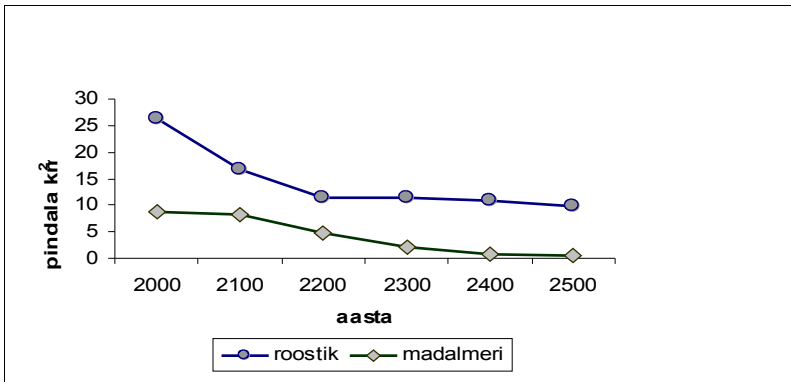
Nendest seaduspärasusest nähtub, et üldjoontes võib ida-lääne suunal eristada Matsalu roostikus vahelduvaid kooslusi vastavalt meresügavuse/maapinna kõrguse muutumisele: avalaht (vee sügavus >1 m), hõredalt paiknevate kaislakloonide ja üksikute merimugulkõrkjakloonidega ala (vee sügavus 1-0,6 m), suure ulatusega ja lopsakas kaislakloonistik (vee sügavus 0,6-0,4 m), kaisla, pilliroo ja hundinuia segakoosluste ala (vee sügavus 0,4-0,3 m) ning laus(pilli)roostik (vee sügavus < 0,3 m). Samas ulatub lausalise pilliroostiku levik maismaal kuni 50-70 cm üle merepinna.

Neid levikuseaduspärasusi kasutati roostiku dünaamika modelleerimiseks. Taimkatte struktuuri käsitlemise lihtsustamiseks jagati üksused vastavalt maapinna kõrguse muutumisele järgnevalt: avalaht (vee sügavus üle 1 m), hõredalt paiknevate pilliroo- ja kaislakloonide vaheline ala (vee sügavus 1-0,3 m), lausroostik (vee sügavus 0,3 m kuni maapinna kõrgused ~0,7 m üle merepinna) ja luht (üleujutatav orund, mis on merepinnast kõrgemal kui ~0,7 m). Maapinnatõusu mudelis on roostiku (*sensu lato*) leviku muutused seega väljendatavad vastava sügavus-kõrgusvahemiku ruumilise nihkumisega maakerke käigus. Kontrollimaks sellist seaduspära, arvutati välja samakõrgusjooned sammuga 0,1 m ning võrreldi neid olemasolevate roostiku leviku andmetega (välitööd 2003-2005; ortofotod 1998; geobotaaniline kaart 1981). Tulemused näitasid, et tiheroostiku algus lahes jääb tõepoolest sügavuste vahemikku 0,2-0,4 m.

Roostiku leviku piir maismaal ei ole nii selgelt määratletav, mis võib olla tingitud olulisemast inimõjust, kuid valdavalt lõpeb tihe roostik kõrguste vahemikus 0,5-0,7 m. Tuginedes sellele, arvutati mudelilt alad, mis on potentsiaalselt sobilikud roostiku levialaks vastavalt roostiku kasvuks optimaalsele sügavus-kõrgus vahemikule (-0,3 m kuni 0,6 m.). Võrreldes arvutusliikku roostikuala 1981. aasta geobotaanilise kaardiga, ilmneb, et mudel kirjeldab küllaltki hästi lahe suletud siseosa (Haeska rahude – Kolmenasva joonest idas) roostike levikut, kuid mudeli kattuvus tegelikkusega ei ole hea lahe välisosas. Arvatavasti on see tingitud asjaolust, et lahe välisosa

rannik on avatud lainetusele, mis ei võimalda roostikku moodustavatel taimedel seal kasvada/juurduda. Seepärast kasutati edasises analüüsis vaid lahe siseosa andmestikku.

Siselahe roostiku pindala geobotaanilisel kaardil on 25,8 km², arvutuslikul mudelil 26,4 km² (arvestatud ei ole roostiku suurest massiivist eemal asuvaid "lahustükke"). Peamised erinevused nende kahe kaardi vahel esinevad roostiku luhapoolses osas ja on ilmselt seotud niitmise ja karjatamisega. Kohati, näiteks kaldavallidega vabast veevoolust "äraldõigatud" Kloostri meres Kasari – Penijõe – Kloostri vahel on tegu ka soostumisnähtustega. Oluline erinevus kaardistatud roostiku ja arvutusliku ala vahel ilmneb Kasari peakanali suudmealal, kus roostik on levinud lääne suunas märksa kaugemale ja sügavamasse vette kui mujal. Selline erinevus on ilmselt tingitud jõe suudmealasse jõudva vee kõrgemast toitainete sisaldusest ja põhjasetete iseloomust/levikust seal. Reaalset roostike levikut mõjutavad lisaks kõrgusele veel mitmed parameetrid nagu: avatus lainetusele (suletud lahesoppide vaikes vees kasvab roostik sügavamal); niitmine ja karjatamine luhtadel, mis „suruvad“ roostiku maksimaalse maismaapoolse leviku madalamale alale kui 0,7 m merepinnast; roostike leviku nn. diskreetne strateegia (roostik ei hõlva kasvutsükli keskkonda kohe, vaid levib soodsamatel aastatel hüppeliselt) jne. Seetõttu on meie poolt esitatud mudel üsna olulisel määral lihtsustatud üldistus.



Joonis 4. Modelleeritud roostike ja madalmeri (<1 m) levik Mastalu märgalal järgneva 500 aasta jooksul.

Figure 4. Modeled reedbed (roostik) and shallow depth sea (madalmeri; <1 m) in

Matsalu wetland.

Viimase saja aasta jooksul on täheldatud roostiku pindala pidevat suurenemist. Analüüsides modelleeritud roostike levikuks soodsate alade arengut, on ilmne, et roostiku levikuks sobilik kõrgusvahemik on viimasel aastatuhandel pidevalt laienenud tänu Matsalu/Kasari orundi spetsiifilisele kujule. Kaasajal hõlmab roostikule sobiv kõrguste vahemik kõige laiem ja laugema osa orundist. Maakerke tingimustes jätkub sellise ala nihkumine lääne suunas, kuid vastupidiselt viimasele sajale aastale, on järgneval 500 aastal selgelt prognoositav roostike kasvuks sobiliku ala vähenemise trend (joonis 4).

Roostiku pindala vähenemise põhjuseks on läänepoolse orundiosa kitsenemine ja süvenemine, mille tõttu jõuab kätte roostiku leviala miinimum Haeska rahude – Kolmenasva joonel (mudel ei arvesta eutrofeerumist ja/või orgaaniliste ainete mõju roostiku arengule). Samal ajal toimub ka lahe edasine “sulgumine” – juba lähima paarisaja aasta jooksul peaksid rannikuga ühinema Haeska rahud ning Kolmenasva koos seda ümbritsevate saarekestega, mistõttu lahe siseosa eraldub veelgi enam avamerest, 500 aasta prognoosimudel näitab veel täiendava lai u teket niigi kitsasse ühendusse. Selline eraldatus avamerest kiirendab aga omakorda orgaaniliste ja alluviaalsete setete kuhjumist ning teisi täiendavaid maismaastumist mõjutavaid tegureid.

Lisaks roostike levikuks sobivale alale, arvutati välja roostiku ees oleva madala (sügavus alla 1 m) mere leviala. See ala, mis oma sügavuselt vastab ligilähedaselt hõreroostiku kasvualale, on kaasajal Matsalu lahes üks linnustiku ja kalarohkemaid. Erinevalt tihedast roostikust, ei ole hõreroostiku ala mudeli pealt arvatav – ilmselt sõltub roostiku “pioneeride” levik olulisemalt teistest faktoritest (põhjasetete iseloom, intensiivsed lindude toitumisalad, laineetus), samas on selle madal mere (nii taimestikuga kui ilma) pindala siiski oluline ökoloogiline näitaja.

Prognoosimudeli järgi ei ole madal mere pindala vähenemine nii ulatuslik kui roostikule sobiva ala kahanemine. Samas väheneb madal mere osatähtsus siselahe kindlasti (joonis 4), kuna lahe põhjareljeef muutub lääne pool järsemaks. Lahe siseosa jätkuva eraldumisega laieneb ilmselt ka roostiku kasvamiseks sobilik vee-sügavuse vahemik ja seetõttu võib osa madalmerest täiendavalt roostuda.

Maakerkemudelid näitavad, et Matsalu lahe eraldatud siseosa maismaastub kiirelt. Koos praeguse siselahe kadumisega hakkab

püsiva maakerke ja meretaseme tingimustes 500 aasta pärast lahte tekkima Saastna – Kiideva joonel järgmine kitsam koht, mis eraldab ülejäänust taas vaiksema siselahe. Siiski ei ole tekkiva lahesopi reljeef nii lauge kui kaasaegsel.

KOKKUVÕTE JA JÄRELDUSED

Viimase 100 aasta jooksul on täheldatud Matsalu märgala-koosluste omavahelistes suhetes kiireid muutusi. Möödunud sajandi keskel laienes roostik kiiresti nii lahe kui ka maismaa suunas ning muutusid ka luhtade taimekooslused (Pork, 1973). Vältimata inimtegevuse mõju, võib kaasajal pidada peamisteks märgala maismaastumist kontrollivateks teguriteks:

- Matsalu/Kasari orundi väga lauged reljeefi (keskmiselt 0,25 m/km);
- piirkonna suhteliselt kiiret neotektoonilist maakerget, mille kiirus on vaadeldaval alal 2-2,4 mm/aastas.

Maismaastumise üheks oluliseks indikaatoriks on ulatusliku roostikuvälja levik, mis hõivab lahes alad vee sügavusega keskmiselt 30 cm kuni maapinna kõrgused 60-70 cm üle merepinna, ja selle dünaamika. Samas ei pruugi roostik hõivata (vastavalt maakerke kiirusele) endale sobivat niiskust/veerežiimiga kasvukohta koheselt, vaid levib pigemini hüppeliselt. See tähendab, et roostiku laiendumine toimub kiirete lühiajaliste sööstudena mitme soodsa (lahe reljeefi muutused ja sobiv merepõhja setete koostis, keskmiselt madal veeseis soodustamas kiiret juurdumist, soodsam kliima jne) teguri koosmõjul. Seetõttu oli eelmise sajandi keskel täheldatud protsesside korral tegemist täiesti loodusliku ja samas ajutise kiire roostiku laieningega, mis on tänaseks aeglustunud ja pöördumas vastupidisesse suunda.

Samasuguse roostike laieninge mehhanismi toimimist võib eeldada ka tulevikus. Näiteks viimase 25 aasta vältel, st. alates 1980.-test aastatest on roostiku levikupilt püsitud põhijoones muutumatuks. Täheldatav on vaid roostiku sisemise struktuuri muutumine pilliroo osatähtsuse kasvu suunas ning märgatavalt on toimunud roostike tihenemine. Viimane peegeldab arvatavasti ka 1970-1980.-te aastate intensiivsest põllumajandusest tingitud eutrofeerumise mõju.

Oluline roostiku levikut kontrolliv tegur on ka inimtegevus seda ümbritsevates pool-looduslikes maastikes. Kasari luhad on olnud

ajaloolisest ajast karjatatavad ja niidetavad. Iga-aastane luhtade niitmine takistab olulisel määrala roostiku maismaapoolse piiri edasi nihkumist. Juba 1990.-tel aastatel mõneks aastaks katkenud laiaulatuslik luha niitmine tõi kaasa olulisi muutusi nii niidu-, luha- ja rootaimestiku struktuuris kui ka levikus. Ei ole välistatud, et see põhjustas ka mitme seal pesitseva linnuliigi arvukuse järsu languse.

Viimase 100 aasta jooksul on Matsalu lahe rannajoon nihkunud lääne suunas kuni 5 km. Maismaastunud on lahe kirde- ja kaguspidid, mis 100 aastat tagasi olid veel 0,4-0,5 m sügavuse veega kaetud. Sellise arengutempo juures on oodata kaasaegse Matsalu lahe madala idaosa (sügavused valdavalt alla 1 m) maismaastumist ja roostumist lähima paarisaja aasta jooksul ning roostiku pindala suurenemist. Samas näitab tehtud roostike leviku mudel vastupidist – kuna roostiku praegune levikupiir on jõudnud sügavamasse laheossa, siis toimub järgnevalt roostiku levikuks sobiva ala (sügavuskõrgusvahemik) ahenemine ning laienemise asemel võib ennustada hoopis roostiku pindala vähenemist tulevikus. Seda juhul, kui säilib praegune maapinnatõusu kiirus ja ei toimu olulist eustaatilist mereataseme tõusu.

Kirjandus

- Blumberg, A., 1934.** Roo põllumajanduslik tähtsus ja levimine Lääne-Eestis. – Agronoomia, XVI aastakäik. Lk. 448-452.
- Härms, M., 1926.** Matsalu lahe ja selle ümbruse linnustikust. – Loodusuurijate Seltsi aruanded 32, lk. 55-78.
- Järvekülg, A., 1983.** Matsalu laht. – Eesti Loodus, 11, lk. 707-712.
- Krall, H., Ksenofontova, T., Pork, K., 1985.** Ülevaade Matsalu Riikliku looduskaitseala kesk- ja lääneosa taimekooslustest. – Loodusevaatlusi 1982, I, lk. 72-91.
- Ksenofontova, T., 1983.** Roostik läbi ökoloogi silmade. – Eesti Loodus, 11, lk. 713-719.
- Ksenofontova, T., 1985.** Matsalu lahe pilliroog ja roostikud. Rmt.: E. Kumari (koost.) Matsalu – rahvusvahelise tähtsusega märgala. Valgus, Tallinn, lk. 113-125.
- Ksenofontova, T., 1988.** Reedbeds and their influence upon the cycle of biogenic elements in eastern Matsalu Bay. Rmt.: M. Zobel (koost.) Dynamics and ecology of wetlands and lakes in Estonia. Tallinn, lk. 106-119.
- Kumari, E., 1973.** Matsalu maastike looduslike komplekside kujunemisest viimase 100 aasta vältel. Rmt.: O. Renno (toim.) Matsalu maastik ja

- linnud. Ornitoloogiline kogumik VI. Valgus, Tallinn, lk. 28-40.
- Meriste, M., 2003.** Settekuhjumine Kasari deltas ja Matsalu lahe maismaastumine. Bakalaureusetöö, Tartu Ülikooli Geoloogia Instituut, 64 lk.
- Miilmets, A., 1983.** Matsalu – looduskaitseala ja märgala. – Eesti Loodus, 11, lk. 690-695.
- Mägi, E., 2003.** Kasari luha ja Matsalu siselahe roostike linnustik ning veerežiimi muutmise mõjust sellele. – Loodusevaatlusi 2000-2002, lk. 105-127.
- Pork, K., 1973.** Kasari jõe alamjooksu luha taimkate. Rmt: O. Renno (toim.). Matsalu maastik ja linnud. Ornitoloogiline kogumik VI. Valgus, Tallinn, lk. 40-59.
- Pork, K., Krall, H., Ksenofontova, T., 1981.** Matsalu Riikliku Looduskaitseala taimkatte kaart, 1:10 000, Tartu. Digitaliseeritud Uurimiskeskuses Arhipelaag (2001).
- Truus, L. & Sassian, K., 1999.** Kasari jõe hüdrooloogilise režiimi muutmise vooluteede reguleerimise ja luha kuivendamise tagajärjel ning selle mõju Kasari luha taimkattele. – Loodusevaatlusi 1997-1999, lk. 105-111.

DEVELOPMENT OF COASTAL WETLANDS OF MATSALU BAY IN 1980-2004

Mats Meriste, Merike Üts, Kalle Kirsimäe

Summary

Matsalu Bay is recognized as one of the most rapidly changing coastal sea areas in Estonia. The area of the bay is being constantly reduced (1) due to the growth of the Kasari River Delta in the eastern part of the bay and (2) most effectively due to the neo-tectonic land uplift of north-western Estonia. The dynamics of the land area growth in Kasari Delta is the best described by the distribution of the reedbeds, which have spread in average over 2.5 km (up to 5-6 km) to the west during the last 100 years. The growth of the reedbed area was the fastest in 1930-1970, when after dredging and canalization of the Kasari River (in the 1920-30ties) a large field of reedbed quickly expanded, mostly in the area between dredged canals.

The distribution and structure of the reedbed was mapped in detail at the end of 1970ties and the results were published as a geobotanical map of Matsalu wetland (Pork et al., 1981). In this contribution we investigate the changes in the distribution and composition of the reedbed from this period. Our results suggest the increase in reedbed growth areas has stopped and its structure has remained practically the same since 1980ties (Figure 2). Vice versa, the field data suggest that the area occupied by reedbed communities has somewhat decreased. The most widespread and representative reedbed communities of *Phragmites australis* in Matsalu are found in narrow depth-height interval from 0.3 m water depth to 0.5-0.7 m height in periodically flooded mainland delta plain/meadows (Figure 3). Land uplift modeling of the Matsalu area suggest that, mainly due to bathymetrical characteristics of the Matsalu Bay bottom the area most suitable for reedbed will considerably decrease in next 100-200 years (Figure 4).

MATSALU SISELAHE TAIMESTIK: LIIGILINE KOOSSEIS JA MUUTUSED VIIMASEL KÜMNENDIL

Anu Albert, Tiia Möller, Markus Vetemaa

SISSEJUHATUS

Matsalu siselahe taimestikku on viimastel aastakümnetel üsna põhjalikult kirjeldatud. Peamisteks allikateks on T. Trei (1991a, b jt.), samuti K. Porgi (1981) ja I. Kaljuvee (1997) poolt tehtud tööd. Viimati mainitud ülevaade koostati aastatel 1993 ja 1995 kogutud materjali põhjal.

Käesoleva uurimuse eesmärgiks oli kirjeldada Matsalu siselahe suurtaimestiku koosseisu ja leviku hetkeseisu ning võrrelda saadud tulemusi kahel viimasel aastakümnel avaldatud töödes kirjeldatuga. Samuti annab töö tulevastele uurijatele võimaluse võrrelda nende tulemusi 2004. aasta olukorraga. Käesoleva töö näol on tegemist esimese uuringuga, mil proovipunktide asukoha kaardile on lisatud ka tabel kõikide punktide täpsete koordinaatidega; seetõttu on edaspidistel uuringutel võimalik tulemusi omavahel paremini võrrelda kui senini, sest on tagatud proovikohtade samasus.

METOODIKA

Materjal koguti 2004. a juunis-juulis toimunud välitööde käigus kokku 61-st uurimispunktist. Iga punkti koordinaadid salvestati GPS-ga ning punktid kanti programmi MapInfo kasutades tööle lisatud kaardile. Võimalikult palju püüti proovide võtmisel lähtuda Tiiu Trei (1991a) ja Illu Kaljuvee (1997) proovipunktide asukohtadest. Selleks skaneeriti kõigepealt nende kaardid arvutisse ja prinditi kiledele, seejärel asetati kile samas mõõtkavas olevale Matsalu siselahe kontuurkaardile MapInfo süsteemis, märgiti punktid sinna ja võeti nende koordinaadid. Sellist meetodikat kasutades sai vigade hulka varasemate punktide asukoha määramisel minimeeritud. Samas on rannajoon kahekümne aasta jooksul olnud

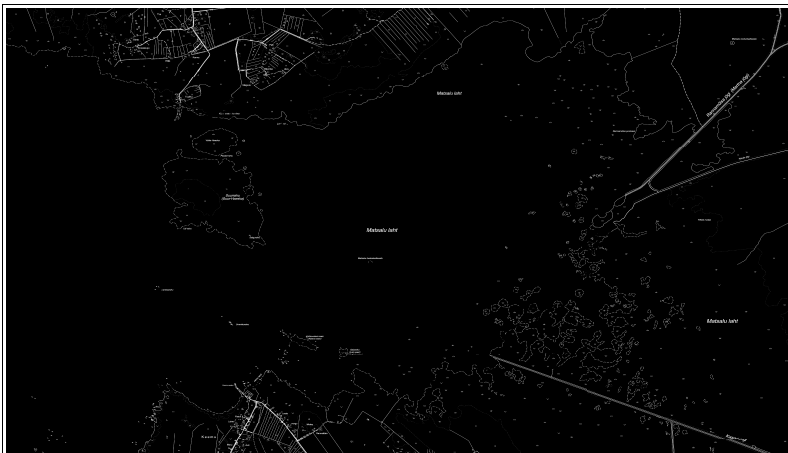
pilevas muutumises, ning kuna varasematele kaartidele on punktid kantud tõenäoliselt suhtelisi vahemaid ja maamärke kasutades, on tulemuste interpreteerimisel siiski arvestatud võimaliku nihkega. Proovipunktide paiknemine inventeeritaval alal on toodud joonisel 1 ning punktide koordinaadid tabelis 1.

Tabel 1. Proovipunktide koordinaadid.

Table 1. Coordinates of sampling sites.

Punkt Site	Laius Latitude	Pikkus Longitude	Punkt Site	Laius Latitude	Pikkus Longitude	Punkt Site	Laius Latitude	Pikkus Longitude
1	58°45.720'	23°40.580'	21	58°45.391'	23°41.523'	120	58°45'39.6"	23°41'05.3"
2	58°45.741'	23°41.951'	22	58°45'06.9"	23°41'39.4"	121	58°45'47.3"	23°41'08.5"
3	58°45.608'	23°52.172'	24	58°46'17.0"	23°04'47.9"	122	58°46'01.0"	23°40'56.8"
4	58°45.276'	23°42.429'	25	58°45'59.7"	23°43'17.3"	123	58°46'18.9"	23°40'53.4"
5	58°45.074'	23°42.964'	26	58°46'14.9"	23°40'37.7"	124	58°46'24.1"	23°41'14.7"
6	58°44.845'	23°42.455'	27	58°46'36.4"	23°39'48.1"	125	58°46'31.8"	23°41'37.7"
7	58°44.828'	23°40.490'	28	58°46'32.9"	23°40'23.4"	126	58°46'42.2"	23°42'10.6"
8	58°45'52.4"	23°44'32.3"	29	58°45'28.3"	23°40'54.0"	127	58°46'44.8"	23°42'40.2"
9	58°45'46.5"	23°44'25.6"	82	58°45'22.4"	23°40'45.7"	128	58°46'32.0"	23°43'09.9"
10	58°45'47.4"	23°45'25.2"	83	58°45'23.4"	23°41'35.0"	129	58°46'21.1"	23°42'40.1"
11	58°45'20.9"	23°44'00.2"	84	58°45'51.8"	23°42'39.0"	130	58°46'10.5"	23°42'17.4"
12	58°45'16.8"	23°43'42.9"	85	58°45'46.5"	23°41'34.8"	131	58°45'57.6"	23°41'41.3"
13	58°45'12.6"	23°43'29.2"	86	58°45'31.4"	23°43'07.0"	132	58°46'35.1"	23°40'43.3"
14	58°45'10.8"	23°41'01.7"	89	58°45'21.6"	23°43'40.5"	133	58°46'11.6"	23°43'38.1"
15	58°45'10.2"	23°42'26.6"	90	58°45'28.0"	23°43'26.0"	134	58°46'13.4"	23°44'06.0"
16	58°44'56.6"	23°44'04.8"	94	58°45'34.9"	23°44'21.2"	135	58°46'03.1"	23°44'04.5"
17	58°45'03.0"	23°43'59.9"	95	58°45'45.1"	23°43'46.5"	212	58°46'31.1"	23°42'27.1"
18	58°45'08.4"	23°43'17.2"	96	58°45.126'	23°42.840'	213	58°46'00.3"	23°42'20.8"
19	58°44'56.7"	23°43'10.6"	113	58°46'39.9"	23°39'56.9"	216	58°45.293'	23°42.386'
20	58°45'03.8"	23°42'17.8"	119	58°45'30.1"	23°40'45.6"	217	58°45.308'	23°42.754'
						225	58°45'51.1"	23°44'04.6"

Töö käigus mõõdeti igas proovipunktis vee sügavus sentimeetrites, määrati sealse taimestiku liigiline koosseis ning hinnati taimkatte katvust protsentides (tabel 3). Katvuse hindamisel määrati taimede poolt kaetud pinna osakaal (üldkatvus) ning iga liigi suhteline osakaal antud proovipunktis protsentides. Erandiks oli nn. Sibula sonn (Kasari jõe põhjapoolse siselahega ühendav kanal), kus suure liigilise mitmekesisuse tõttu oleks osakaalude hindamine andnud liiga ebamäärase tulemuse. Seal piirduti seetõttu vaid liigilise koosseisu kirjeldamisega.



Joonis 1. Proovipunktide asukohad Matsalu siselahe.
Figure 1. Location of sampling sites in inner part of Matsalu Bay.

Taimede veesise katvuse hindamiseks kasutati vesikiikrit läbimõõduga 35 cm. Liigilise koosseisu määramise juures kasutati taimede kogumiseks raudvarbadega reha laiusega 36 cm, millega kraabiti paadist merepõhja minimaalselt 5 korda igas proovipunktis. Mitmekesise taimestikuga punktides (lisaks määndvetikale ka teisi taimi) oli proovide võtmise arv keskmiselt kümme. Visuaalselt hinnati vaba vee osakaal rootukkade vahel 50 m raadiuses ümber proovipunkti (tabelis 3 "vaba vee osakaal").

Igast punkti võetud proov külmutati hilisema põhjaliku floristilise koosseisu määramiseks. Laboris määrati iga proovipunkti taimestiku liigiline koosseis binokulaarmikroskoopi kasutades. Suurtaimede määramisel kasutati "Eesti taimede määrajat" (Krall jt., 1999) ning määndvetikate liigilise koosseisu kindlaks tegemiseks määrajat "*Charophytes of the Baltic Sea*" (Schubert, Blindow, 2003).

Kogu uuritavast laheterritooriumist on punktid 82-135 läbi uuritud ka I. Kaljuvee poolt 1993. ja 1995. aastal; osaliselt kattuvad need 1980.-tel T. Trei poolt uuritud alaga – punktid 83, 119, 122, 123, 125. Lisaks on T. Trei tööga ühised veel punktid 212-225 (Trei, 1991a). Proovipunktid 1-29 uuriti käesoleva inventuuri käigus läbi teadaolevalt esmakordselt.

TULEMUSED

Vee sügavus proovipunktides varieerus 35 cm kaldaosas kuni 235 cm siselahe avaosas. Lahe idaosas, rootukkade vahel, oli põhjataimestiku üldkatvus enamasti 90-100%, lääneosa vabas vees 25-100%.

Kokku leiti 37 liiki taimi, sh. 9 liiki kalda-veetaimi, 4 liiki ujulehtedega taimi, 22 liiki veesiseseid taimi (sh. 5 liiki määndvetikaid ja 1 liik samblaid), samuti määrati 2 liiki makrorohevetikaid. Liikide nimekiri ja iga liigi esinemissagedus, s.o. mitmes protsendis proovipunktidest antud liiki leidus, on ära toodud tabelis 2. Üksikasjalik ülevaade proovipunktide taimkattest, selle üldkatvusest ning liikide osakaalust seal on toodud tabelis 3.

Rootukkade koostises olid esindatud põhiliselt 4 liiki: harilik pilliroog, ahtalehine hundinui, kare kaisel ja järvkaisel. Et kaks viimast esinevad raskesti eristatavate kogumikena, pole neid eristatud ja allpool kasutatakse nimetust *Schoenoplectus* sp.

Tabel 2. Taksonite esinemissagedused Matsalu lahel 2004. a. suvel ning 1990. aastatel (Kaljuvee, 1997) ja esinemine 1980.-tel (Trei, 1991a,b).
Table 2. Frequencies of taxa in Matsalu Bay in summer of 2004 and in 1990, and their presence in 1980ies.

Takson Species	Eestikeelne nimetus	Sagedus 2004, % Frequency in 2004	Sagedus 1990.-tel Frequency in 1990 th	Esinemine 1980.-tel Present in 1980 th
Õistaimed / Vascular plants				
<i>Acorus calamus</i>	harilik kalmus	1,6		
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	harilik konnarahi	1,6		
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	meri-mugulkõrkjas	1,6		
<i>Butomus umbellatus</i>	harilik luigelill	1,6		
<i>Ceratophyllum demersum</i>	räni-kardhein	34,4	29,6	X
<i>Elodea canadensis</i>	kanada vesikatk	1,6		X
<i>Hippuris vulgaris</i>	harilik kuuskhein	1,6		
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	konnakilbukas	1,6		
<i>Lemna minor</i>	väike lemmel	1,6	3,7	X
<i>Lemna trisulca</i>	ristlemmel	45,9	5,6	X
<i>Myriophyllum spicatum</i>	tähk-vesikuusk	16,4	40,7	X
<i>Najas marina</i>	meri-näkirohi	1,6	46,3	X
<i>Nuphar luteum</i>	kollane vesikupp	6,6	1,9	X
<i>Nymphaea alba</i>	valge vesiroos	3,3		X

Takson Species	Eestikeelne nimetus	Sagedus 2004, % Frequency in 2004	Sagedus 1990.-tel Frequency in 1990 th	Esinemine 1980.-tel Present in 1980 th
<i>Phragmites australis</i>	hariilik pilliroog	X	X	X
<i>Potamogeton crispus</i>	kähar penikeel	1,6	5,6	X
<i>Potamogeton filiformis</i>	niitjas penikeel	27,9		X
<i>Potamogeton friesii</i>	ogaterav penikeel	9,8	33,3	X
<i>Potamogeton lucens</i>	läik-penikeel	3,3	1,9	X
<i>Potamogeton pectinatus</i>	kamm-penikeel	24,6	68,5	X
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	kaelus-penikeel	9,8	38,9	X
<i>Ranunculus baudotii</i>	meri-särjesilm	19,7		
<i>Ranunculus sp.</i>	särjesilm	1,6	13	X
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	jõgi-kööulusleht	4,9		
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	jänkaisal	X	X	X
<i>Schoenoplectus tabernaemontanii</i>	kare kaisal	X	X	X
<i>Sparganium microcarpum</i>	väikeseviljaline jõgitakjas	1,6		
<i>Typha angustifolia</i>	ahtalehine hundinui	X	X	X
<i>Utricularia vulgaris</i>	hariilik vesihemes	3,3		
Samblad / Moss				
<i>Fontinalis antipyretica</i>	hariilik vesisammal	47,5	22,2	X
Mändvetikad / Charophytes				
<i>Chara aspera</i>	kare mändvetikas	63,9	85,2	X
<i>Chara baltica</i>	balti mändvetikas	39,3		
<i>Chara connivens</i>	siie mändvetikas	1,6		
<i>Chara contraria</i>	näsa-mändvetikas	4,9		
<i>Chara tomentosa</i>	ruuge mändvetikas	18	31,5	X
Rohevetikad / Green Algae				
<i>Cladophora glomerata</i>		31,1	88,9	X
<i>Cladophora rupestris</i>		3,3		
Proovipunkte / Summa of sites		61	54	

Käesoleva uurimuse käigus ei tuvastatud järgmisi siin varem kirjeldatud õistaimeliike: hanehein (*Zannichellia palustris*; pole leitud ka 1990.-ndatel), hariilik heinmuda (*Ruppia maritima*), männas-vesikuusk (*Myriophyllum verticillatum*), ujuv penikeel (*Potamogeton natans*), väike penikeel (*Potamogeton pusillus*) ja hulgajuurine vesilääts (*Spirodela polyrrhiza*); mändvetikatest polnud enam proovikohtades kasvamas käharat mändvetikat (*Chara canescens*) ega

pesajat tolüPELLI (*Tolypella nidifica*; pole leitud ka 1990-ndatel). Kuna hanehein moodustas siin niitja penikeelega raskesti eristatavaid kooslusi (Trei, 1991a), on tõenäoline, et määramiseks vajalike viljade puudumisel seda liiki polnudki võimalik eristada.

Kuivõrd enamikku kaotsiläinud liikidest (v.a. hanehein ja ujuv penikeel) on eelmiste inventuuride käigus leitud vähearvukalt, ei pruugi tegemist olla mitte niivõrd liikide kadumisega siselahest, kuivõrd asjaoluga, et liigi täpset leiukohta polnud võimalik taastada, lihtsalt oli proovivõtu punkt varasematel aastatel suhteliste vahe- maade ning maamärkide järgi piisavalt valesti paika saanud.

Tuleb siiski mainida, et ka roostik ise on palju muutunud ja lääne poole nihkunud. Paljude varasemate idaosas asunud punkti- de asemele on praeguseks kasvanud läbitungimatu roomassiiv, mistõttu mitmetele Trei ja Kaljuvee poolt märgitud punktidele praegu enam ligi ei pääsenud (joonisel 1 punktide 18-08 vahelisest mõtte- lisesest joonest kagu poole jääv ala).

Uuteks, varem Matsalu lahe põhjataimestiku nimekirjades mai- nimata liikideks, olid harilik kuuskhein (*Hippuris vulgaris*), konna- kilbukas (*Hydrocharis morsus-ranae*), harilik vesihernes (*Utricularia vulgaris*) ning jõgi-kõõlusleht (*Sagittaria sagittifolia*). Neist viimast peetakse tüüpiliseks vooluveekogude liigiks. Praegu üsna laialt levi- nud balti mändvetikat (*Chara baltica*) on varem leitud Matsalu lahe üksikuist osadest (Kaljuvee, 1997) ning 2001. a. seda liiki Matsalu lahest ei leitudki (Törn, Martin, 2003). 1990.-tel ei ole leitud ka valget vesiroosi (*Nymphaea alba*), kuigi varasemates uuringutes on selle esinemist mainitud. Huvitav on meri-näkirohu (*Najas marina*) leid sedakorda vaid ühest proovipunktist. Varem oli see liik Matsalu lahes sage, ka eelmistel aastatel on liiki ihtüoloogiliste välitööde käigus leitud palju ohtramalt ning ulatuslikumalt alalt.

I. Kaljuvee (1997) järgi on luikede toidubaasina Matsalu lahe põhjataimestikus tähtsal kohal kare ja ruuge mändvetikas, tähk- vesikuusk ja räni-kardhein. Aastal 2004 leiti kõiki neid taksoneid, kuid sageduse andmed ei ole eelmiste uurimustega võrreldavad, sest käesoleva inventuuri käigus uuriti läbi tunduvalt rohkem punkte rootukkade vahel, kus liigiline koosseis erineb avaraalade omast.

Nii Trei (1991a,b) kui Kaljuvee (1997) rõhutavad niitja rohe- vetika (*Cladophora glomerata*) massilist esinemist Matsalu lahe idaosas. Käesoleva töö käigus tuvastati see liik vaid naps kolmandikus (31%) uuritud punktides. Trei (1991a) järgi rootukkade vahel samuti nn. vaipu moodustanud liiki *Cladophora aegagropila* sel korral proovidest peaaegu ei leitudki.

Tabel 3. Proovipunktide üldiseloomustus, liigiline koosseis ja liikide suhteline osakaal (%) igas punktis.

Table 3. Description of sampling sites, list of species and relative share of species in every site.

Proovipunkt / Sampling site	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Sügavus / Depth (cm)	90	130	130	100	100	100	70	50		50		
Vaba vett / Free water (%)	100	100	100	100	50	50	50	50	1	50	40	50
Üldkatvus / Total coverage (%)	75	100	100	100	100	50	70	25		90	80	100
<i>Ceratophyllum demersum</i>			1	2				10		35	5	
<i>Chara aspera</i>	64	40	95	70	25		98			4		
<i>Chara baltica</i>		53						10		4	5	
<i>Chara contraria</i>	34				24							
<i>Chara connivens</i>						94						
<i>Chara tomentosa</i>						2						
<i>Cladophora glomerata</i>		5	2	1			1				1	
<i>Cladophora rupestris</i>											1	
<i>Fontinalis antipyretica</i>	1	2	2	15	49	2		2			5	
<i>Elodea canadensis</i>												
<i>Hippuris vulgaris</i>												
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>												
<i>Lemna minor</i>												
<i>Lemna trisulca</i>				1	1			1		1	1	
<i>Myriophyllum spicatum</i>								2			76	100
<i>Najas marina</i>												
<i>Nuphar luteum</i>												
<i>Nymphaea alba</i>												
<i>Potamogeton crispus</i>								1				
<i>Potamogeton filiformis</i>								70		55	5	
<i>Potamogeton friesii</i>				1		2						
<i>Potamogeton lucens</i>												
<i>Potamogeton pectinatus</i>				2			1					
<i>Potamogeton perfoliatus</i>				8								
<i>Ranunculus baudotii</i>	1							3		1	1	
<i>Ranunculus sp</i>												
<i>Sagittaria sagittifolia</i>												
<i>Urticularia vulgaris</i>					1							
Rootukkades /In reed patches (%)												
<i>Phragmites australis</i>								50	50		50	34
<i>Schoenoplectus sp.</i>	100							25	25	80	25	33
<i>Typha angustifolia</i>								25	25	20	25	33
<i>Acorus calamus</i>												
<i>Alisma plantago-aquatica</i>												
<i>Bolboschoenus maritimus</i>												
<i>Butomus umbellatus</i>												
<i>Sparganium microcarpum</i>												

Proovipunkt / Sampling site	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	24	25
Sügavus / Depth (cm)	60	130	80		75	90	80	95	150	140	120	100
Vaba vett / Free water (%)	25	100	75	25	40	50	50	70	100	100	100	95
Üldkatvus / Total coverage (%)	60	30	75		100	100	100	75		80	100	70
<i>Ceratophyllum demersum</i>	84		5	X	95	2	5	6				
<i>Chara aspera</i>		99	21						98	95	98	33
<i>Chara baltica</i>	1		49					8				22
<i>Chara contraria</i>												
<i>Chara connivens</i>												
<i>Chara tomentosa</i>								2				7
<i>Cladophora glomerata</i>			5	X			45	40				
<i>Cladophora rupestris</i>				X								
<i>Fontinalis antipyretica</i>	3		10			46		40		5		12
<i>Elodea canadensis</i>	1											
<i>Hippuris vulgaris</i>							24					
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>				X								
<i>Lemna minor</i>				X								
<i>Lemna trisulca</i>	1	1	1	X	1	1	1	1	2			1
<i>Myriophyllum spicatum</i>	1											21
<i>Najas marina</i>												
<i>Nuphar luteum</i>	1			X		47	10					
<i>Nymphaea alba</i>	1			X			5					
<i>Potamogeton crispus</i>												
<i>Potamogeton filiformis</i>	5		1		2	2	5	1				
<i>Potamogeton friesii</i>			5		2							1
<i>Potamogeton lucens</i>				X		1						
<i>Potamogeton pectinatus</i>											2	2
<i>Potamogeton perfoliatus</i>			2									
<i>Ranunculus baudotii</i>	1		1			1	5	1				
<i>Ranunculus sp</i>				X								
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	1			X				1				1
<i>Urticularia vulgaris</i>												
Rootukkades / In reed patches (%)												
<i>Phragmites australis</i>				X	100	80						
<i>Schoenoplectus sp.</i>			100	X	20	100	100	100				
<i>Typha angustifolia</i>				X								
<i>Acorus calamus</i>				X								
<i>Alisma plantago-aquatica</i>				X								
<i>Bolboschoenus maritimus</i>												
<i>Butomus umbellatus</i>				X								

Proovipunkt / Sampling site	26	27	28	29	82	83	84	85	86	89	90	94
Sügavus / Depth (cm)	40	60	35	200	235	160	110	130	80	60	70	
Vaba vett / Free water (%)	100	100	100	100	100	100	85	100	90	40	90	50
Üldkatvus / Total coverage (%)	100	100	100	90	5	50	50	100	80	90	100	90
<i>Ceratophyllum demersum</i>							2		1	54	1	1
<i>Chara aspera</i>	100	98	100	100		50	20	100				10
<i>Chara baltica</i>									45	5	29	
<i>Chara contraria</i>												
<i>Chara connivens</i>												
<i>Chara tomentosa</i>									1			
<i>Cladophora glomerata</i>									45	5	1	20
<i>Cladophora rupestris</i>												
<i>Fontinalis antipyretica</i>					100	5	2		5	1	18	44
<i>Elodea canadensis</i>												
<i>Hippuris vulgaris</i>												
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>												
<i>Lemna minor</i>												
<i>Lemna trisulca</i>							1		1	1	1	1
<i>Myriophyllum spicatum</i>						45				33	47	4
<i>Najas marina</i>												
<i>Nuphar luteum</i>												
<i>Nymphaea alba</i>												
<i>Potamogeton crispus</i>												
<i>Potamogeton filiformis</i>									1		1	20
<i>Potamogeton friesii</i>									1			
<i>Potamogeton lucens</i>												
<i>Potamogeton pectinatus</i>		2					75				1	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>												
<i>Ranunculus baudotii</i>										1	1	
<i>Ranunculus sp</i>												
<i>Sagittaria sagittifolia</i>												
<i>Urticularia vulgaris</i>												
Rootukkades /In reed patches (%)												
<i>Phragmites australis</i>										75		34
<i>Schoenoplectus sp.</i>							100		90	25	100	33
<i>Typha angustifolia</i>									10			33
<i>Acorus calamus</i>												
<i>Alisma plantago-aquatica</i>												
<i>Bolboschoenus maritimus</i>												
<i>Butomus umbellatus</i>												
<i>Sparganium microcarpum</i>												

Proovipunkt / Sampling site	95	96	113	119	120	121	122	123	124	125	126	127
Sügavus / Depth (cm)	80	110	40	155	150	100	80	80	80	80	80	80
Vaba vett / Free water (%)	95	45	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Üldkatvus / Total coverage (%)	90	75	5	30	100	100	95	90	95	80	60	80
<i>Ceratophyllum demersum</i>	5											
<i>Chara aspera</i>	5		100	100	98	100	74	89	94	92	85	39
<i>Chara baltica</i>	17							10	5	4	10	55
<i>Chara contraria</i>							25					
<i>Chara connivens</i>												
<i>Chara tomentosa</i>	2											
<i>Gladophora glomerata</i>	9											
<i>Gladophora rupestris</i>	1											
<i>Fortinalis antipyretica</i>	45				2							
<i>Elodea canadensis</i>												
<i>Hippuris vulgaris</i>												
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>												
<i>Lemna minor</i>												
<i>Lemna trisulca</i>	1									1		1
<i>Myriophyllum spicatum</i>	5											
<i>Najas marina</i>											5	
<i>Nuphar luteum</i>		100										
<i>Nymphaea alba</i>												
<i>Potamogeton crispus</i>												
<i>Potamogeton filiformis</i>	5											
<i>Potamogeton friesii</i>												
<i>Potamogeton lucens</i>												
<i>Potamogeton pectinatus</i>							1	1	1	3		5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	5											
<i>Ranunculus baudotii</i>												
<i>Ranunculus sp</i>												
<i>Sagittaria sagittifolia</i>												
<i>Urticularia vulgaris</i>												
Rootukkades / In reed patches (%)												
<i>Phragmites australis</i>		34	50									
<i>Schoenoplectus sp.</i>	100	33	50									
<i>Typha angustifolia</i>		33										
<i>Acorus calamus</i>												
<i>Alisma plantago-aquatica</i>												
<i>Bolboschoenus maritimus</i>												
<i>Butomus umbellatus</i>												
<i>Sparganium microcarpum</i>												

Proovipunkt /Sampling site	128	129	130	131	132	133	134	135	212	213	216	217	225
Sügavus / Depth (cm)	40	80	100	120	40	50	40	50	80	100	90	110	60
Vaba vett /Free water (%)	100	100	100	100	0	70	85	70	100	95	80	80	90
Üldkatvus / Total coverage (%)	100	90	100	100	0	80	70	50	95	95	70	100	50
<i>Ceratophyllum demersum</i>								11			3	2	5
<i>Chara aspera</i>	98	40	98	94		43			98	65			
<i>Chara baltica</i>		55	2				59	22			46	4	5
<i>Chara contraria</i>													
<i>Chara connivens</i>													
<i>Chara tomentosa</i>						54	38	40		30		65	87
<i>Cladophora glomerata</i>		1				2		5			1	1	1
<i>Cladophora rupestris</i>													
<i>Fontinalis antipyretica</i>						1	1	20			24	26	1
<i>Eloдея canadensis</i>													
<i>Hippuris vulgaris</i>													
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>													
<i>Lemna minor</i>													
<i>Lemna trisulca</i>		1					1	1			1	1	1
<i>Myriophyllum spicatum</i>													
<i>Najas marina</i>													
<i>Nuphar luteum</i>													
<i>Nymphaeae alba</i>													
<i>Potamogeton crispus</i>													
<i>Potamogeton filiformis</i>	2	3					1	1					
<i>Potamogeton friesii</i>													
<i>Potamogeton lucens</i>													
<i>Potamogeton pectinatus</i>									2	5	1		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>				5							24	1	
<i>Ranunculus baudotii</i>											1		
<i>Ranunculus sp</i>													
<i>Sagittaria sagittifolia</i>													
<i>Urticularia vulgaris</i>				1									
Rootukkades /In reed patches (%)													
<i>Phragmites australis</i>					50								
<i>Schoenoplectus sp.</i>					50	98	100	100		100	100	100	100
<i>Typha angustifolia</i>													
<i>Acorus calamus</i>													
<i>Alisma plantago-aquatica</i>													
<i>Bolboschoenus maritimus</i>						2							
<i>Butomus umbellatus</i>													
<i>Sparganium microcarpum</i>													

KOKKUVÕTE

Matsalu lahe siseosa taimestiku võis liigilist mitmekesisust ja koosseisu arvestades jagada kaheks erinevaks osaks. Rootukkade vaheline ala oli liigirikas, domineerisid õistaimed (penikeeled, räni-kardhein, tähk-vesikuusk), rohkelt esines ka harilikku vesisammalt. Vabavesi siselahe põhja- ja keskkosas oli põhjast kaetud mändvetikavaibaga, kus domineerivaks ja sageli ka ainsaks liigiks oli kare mändvetikas.

Roomassiiv on võrreldes varasema kahe aastakümne uuringutega nihkunud lääne poole, samas pole liigilises koostises olulisi muutusi aset leidnud. Õistaimedest on mõni liik küll kaduma läinud, näiteks ei leitud varem paiguti esinenud ujuvat penikeelt. Inventuuri käigus leiti varem mainimata veesiseseid liike, millest suurima levikupotentsiaaliga on tõenäoliselt harilik kuuskhein ja vooluveele omane jõgi-kõõlusleht. Tüüpilised magevee-eutroofid nagu väike lemmel ja tähk-vesikuusk on varasemast vähearvukamad. Ujulehtedega taimedest on siselaches oma leviala laiendanud kollane vesikupp ja valge vesiroos, samuti leitud varasemast ulatuslikumal alal ja ohtramalt harilikku vesisammalt. Mändvetikate levikuala on püsinud samana, kuid muutunud on nende liigiline koosseis: kähar mändvetikas on asendunud balti mändvetikaga. 1980.-tel ja 1990.-tel aastatel massiliselt esinenud vetikaliki *Cladophora glomerata* tuvastati vaid kolmandikus uuritud punktides.

Kirjandus

- Kaljuvee, I., 1997.** Makrofütobentose floristiline koosseis ja selle muutused mõnedes ökoloogilistelt tingimustelt erinevates Lääne-Eesti ranniku-piirkondades. – Tartu Ülikool, publitseerimata magistriväitekeri. 56 lk.
- Krall, H., Kukk, T., Kull, T., Kuusk, V., Leht, M., Oja, T., Reier, Ü., Sepp, S., Zingel, H., Tuulik, T., 1999.** Eesti taimede määraja. Tartu, Eesti Loodusfoto. 447 lk.
- Pork, K., 1981.** Floristilisi leide Matsalu Riiklikul Looduskaitsealal 1979. a. kaardistatud piirkonnast. – Loodusevaatlusi 1979, I, Tallinn, lk. 76-79.
- Schubert, H., Blindow, I., 2003.** Charophytes of the Baltic Sea. – The Baltic Marine Biologists Publication No 19. A.R.G. Ganter Verlag K.-G., 332 pp.
- Torn, K., Martin, G., 2003.** Changes in the distribution of charophyte species in enclosed seabays of western Estonia. – Proc. Estonian Acad.

Sci. Biol. Ecol. 52 (2), pp. 134-140.

Trei, T., 1991a. Matsalu lahe põhjataimestik. Tallinn, 66 lk.

Trei, T., 1991b. Taimed Läänemere põhjal. Tallinn, 144 lk.

FLORA OF MATSALU INNER BAY: SPECIES COMPOSITION AND CHANGES DURING LAST DECADE

Anu Albert, Tiia Möller, Markus Vetemaa

Summary

In July 2004 the macrophyte composition of the inner (eastern) part of Matsalu Bay was studied. The sampling sites (61) were chosen to repeat earlier studies as much as possible in order to enable comparison with the previous works. Sampling was performed from boat using metal rake (width 36 cm). The total coverage of vegetation and the percentage of each species was estimated visually at each site. Also GPS position and water depth were recorded at each sampling site (Table 1). The species composition was determined either on-site or later in the laboratory.

Based on the species diversity and composition the vegetation of the Inner Matsalu Bay could be divided to two different parts. The area between reed patches had high species diversity, with vascular plants dominating (Table 3) (pondweeds *Potamogetonaceae*, rigid hornwort *Ceratophyllum demersum*, spiked water-milfoil *Myriophyllum spicatum*), and common water moss (*Fontinalis antipyretica*) also being abundant. Areas with free water in the northern and central part of the Inner Bay were covered with charophyte carpet, where dominant and often the only species occurring was the rough stonewort (*Chara aspera*).

Based on the obtained data it could be concluded that the reed front has moved westwards compared with the past two decades, but its composition has not changed (common reed *Phragmites australis*, club-

rushes *Schoenoplectus sp.*, lesser bulrush *Typha angustifolia*). However, since the earlier studies do not provide GPS data but rather undetailed maps it is not possible to estimate the change of the reed front in metres.

The composition of vascular plant flora of the Inner Bay has changed to some extent (Table 2), e.g. the broad-leaved pondweed (*Potamogeton natans*; occurred in some sampling sites in the previous studies) was not found. Some new, previously unmentioned submerged species were found during the present study, from which the mare's-tail (*Hippuris vulgaris*) and the arrowhead (*Sagittaria sagittifolia*, typical to the lentic environment) have probably the highest distributional potential. Common duckweed (*Lemna minor*) and spiked water-milfoil were less abundant than in the previous studies.

Among plants with floating leaves, yellow water-lily (*Nuphar luteum*) and white water-lily (*Nymphaea alba*) have broadened their distribution. Also the common water moss is more abundant and covers larger areas than earlier.

The distribution of charophytes has stayed the same, but the species composition has shifted from the bearded stonewort (*Chara canescens*) to the baltic stonewort (*Chara baltica*) in some sampling sites. The green alga *Cladophora glomerata* was identified only in 1/3 of the sampling sites compared to massive occurrence in 1980-s and 1990-s.

MATSALU SISELAHE ROOSTIKUS PESITSEVATE LINDUDE PAIKNEMINE JA ARVUKUS. LINNUSTIKUS TOIMUNUD MUUTUSED VIIMASEL POOLSAJANDIL

Eve Mägi, Kaarel Kaisel

SISSEJUHATUS

Eesti suurim ja kuulsam roostikumassiiv kasvab umbes 2700 hektaril Matsalu lahe madalas idaosas. Roostikulinnustiku loendamine on raske ja aeganõudev töö, seepärast on ka selle biotoobi linnustiku kohta läbi kogu Matsalu kaitseala kestmise vähe andmeid kogunenud. Varasematel aastatel on linde püütud loendada nii kaardistusmeetodil üksikuid suhteliselt väikesi ruute välja valides kui helikopterilt vaid suuremate lindude pesi loendades. Esmased andmed roostiku linnustikust saadi aga lamedapõhjalise venega mööda roostikku sisseniidetud veneteid pidi sõites. Samas on nähtavus roostikus väike ning enamus linde tuleb tuvastada nende hääliitsuse järgi. Paljud neist on aktiivsed vaid öösiti.

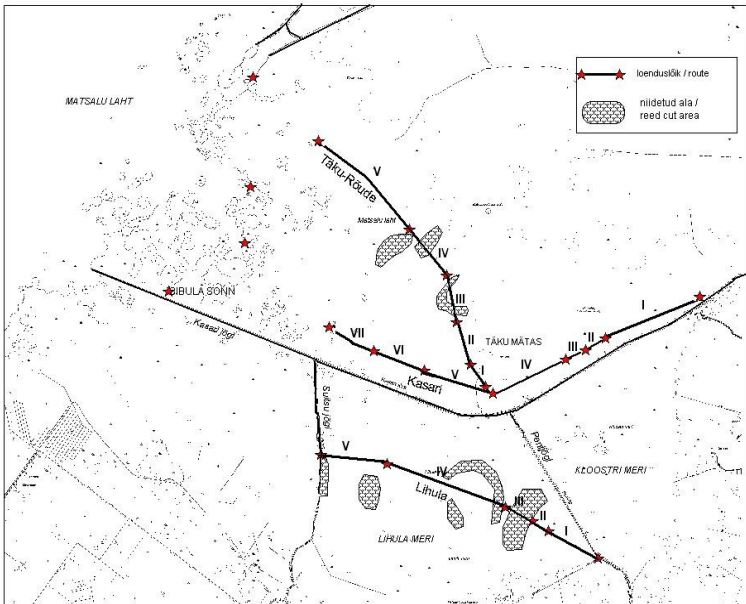
Nii ongi enamus siiani avaldatud teavet roostiku linnustiku kohta on olnud hinnanguline, põhinenud kaudsetel tähelepanekutel ja roostikku läbivatelt jõekanalitelt tehtud loendustel. Enam on vaeva nähtud looduskaitseala asutamisele järgnenud linnustiku inventeerimise ajal 1957-1960.

Käesolev artikkel püüab kokku võtta eelkõige aastatel 2002 ja 2003 roostiku idaosas tehtud loenduste tulemused, käsitledes sealset haudelinnustikku ja selle paiknemist roostiku erinevates piirkondades. Lisaks on tehtud viimase viie aasta jooksul ka mitmeid öiseid loenduskaike roostikuvahelistel jõgedel, samuti on püütud hinnata lindude pesitsust roostiku välisservas. Lõpuks üritatakse artiklis aru saada roostiku linnustikus viimase poolsajandi jooksul juhtunust, mis iseenesest on kõige raskem ettevõtmine, sest läbi selle aja on andmete saamiseks kasutatud meetodid olnud nende võrdlemiseks liiga erinevad. Kuid mingid kindlad tendentsid on siiski sedastatavad.

MATERJAL JA METOODIKA

1999. - 2001. aastal loendati roostikus pesitsevaid linde sõudepaadiga öösel pärast päikeseloojangut piki Kasarit ja harujõgesid liikudes. Selline loendus on võimaldanud saada mingisuguse ettekujutuse Kasari ja selle harujõgede kaldavalli lähedastest linnustikut.

Viimase viie aasta jooksul on tehtud mitmeid päevaseid reide ka roostiku välisossa, kus roostik on liigendatud omavahel enam-vähem ühenduses olevate suuremate vabaveeladega (joonis 1, ühendamata punktid). Kasutatud on sõudepaati ja kanuud. Põhiliselt on loendatud sel viisil rändel olevaid linde, kuid samal ajal on püütud hinnata ka siin pesitseda võivate lindude arvukust ja paiknemist.



Joonis 1. Loendustransektsid Matsalu siselahe roostikus 2002-2003 ja talvised rooniitmise alad 2003.a.

Figure 1. Transect-routes (2002-2003) and reed-cut areas (2003) in Matsalu reedbed.

2002. ja 2003. aastal sai lindude loendamiseks roolõikajaga lõigatud läbi roostiku 3-4 meetri laiused rajad, et tagada kindlate marsruutide järjepidev kasutus. Samas kergendas selline tee roostikus liikumist ja vähendas käimisel tekkivat müra. Eelnevalt olid kaardil välja valitud läbilõiked, mis hõlmaksid roostiku erinevaid piirkondi ja annaksid seega võimalikult põhjaliku ülevaate kogu madalama veetasemega roomassiivist (joonis 1). Teede sisseajamisel hoiduti sirgjoonelisest liikumisest. 2002. aasta sügise madal veeseis võimaldas lõigata ka kohtades, kus eelmisel aastal traktor liikuda ei saanud, mistõttu üks marsruut (KASARI) oli 2003.a. ligi poole pikem kui eelmisel aastal.

Marsruudid läbisid mitmesuguse tiheduse ja kõrrepikkusega rooalasiid, hõlmates siiski valdavalt tarnamätaste ja võhumõõgalaikudega kuivemat ja madalamat roostikku ja hundinuiastikku ning homogeenset kõrgroovälja jämeda ja kõrge pillirooga. Saadud tulemused peaksid olema laiendatavad umbes 2/3 roostikule. Ülejäänud roostik on juba suuremate või väiksemate vabaveelaikudega ja sügavama veega välisroostik, kus pilliroole hakkab lisanduma kaislatukki ning mille linnustik on tublisti teistsugune.

Linde loendati kahe loendajaga. Üks loendaja jälgis teerajast vasakul tegutsevaid-häälitsevaid linde ja teine paremale jäävaid linde. Hindasime, et värvulised said ära loendatud kummaltki poolt umbes 50 meetriselt ribalt, suuremad linnud 2x100 meetrit, täpikhuik ja rooruik ribalt laiusega 2x200 meetrit, rukkirääk ja hüüp kostusid veelgi kaugemalt. Kogu marsruut jagati veel omakorda lühemateks juppideks, püüdes selle juures arvestada roostiku väljanägemisega (erinev taimestik, vee erinev sügavus, roo niitmise jm.). Hiljem võimaldas see ka lindude asukohti täpsemalt lokaliseerida. Marsruudid läbiti pesitsusperioodil kahel korral: esimene loendus tehti mai keskel, teist korda loendati kaks nädalat hiljem. Kummalgi korral alustati loendust õhtul arvestusega, et teekonna jõuaks läbida enne päikeseloojangut; tagasi tulemist alustati öösel vähemasti pool tundi pärast päikeseloojangut. Seega said kõik marsruudid läbi käidud neli korda ühe pesitsusperioodi jooksul.

MARSRUUDID JA LOODUSLIKUD TINGIMUSED

Lihula meri

Kolmest küljest jõgede ja nende kaldavallidega ümbritsetud kunagine lahe kagusopp. Praeguseks on see roostikuosa lahest

peaaegu täielikult eraldatud, veevahetus lahega toimub ainult mõne jõgede kaldavalli läbiva sonni kaudu ja sedagi vaid kõrgvee ajal. Vabaveelaike on selles roostikuosas säilinud vähe, needki on väikesed ja kinnikasvavad: 1 Penijõe ääres ja 2-3 Suitsu ja Kasari vahelises nurgas. Loendustransept (joonis 1, LIHULA) algab Penijõe torni juurest mätliku tarnastikuga, mis sajakonna meetri järel läheb üle vesiseks ubalehe kasvukohaks ning jätkub varsti hõreda pilliroo ja rikkaliku alustaimestikuga, sekka kasvab ka hundinuiat. Kõik see kokku on tüüpiline roostikuserv, mis suurvee ajal on vee all, kuid suviti jääb enamasti kuivale. Veel 20-30 aastat tagasi vohas selles kohas roostik, mis praeguseks on maakerke tagajärjel taandunud. Jäänud on siiski ka üksikud suuremad pillirootukad ja nende vahele hõre pilliroog. Lausroostik algab mõnesaja meetri pärast. Liikudes lääne poole läheb pilliroog üha pikemaks ja jämedamaks, kohati on väga tümasid kohti ja sekka hundinuiastikku. Transekti kogupikkuseks oli 2,9 km. Küla servas asuv ja ligipääsetav roostik on korraliku talvega roolõikajate pärusmaa. Niitjad käivad sees nii Penijõe servast kui ka Kirikuküla alt.

Täku-Rõude

Transept kulgeb läbi suurema ja avatuma deltaroostiku Penijõe suudme vastast Rõude suudme suunas, marsruudi kogupikkuseks on 3 km (joonis 1, TÄKU-RÕUDE). Marsruut algab roostikku mattunud kunagiselt lahesaarelt – Täku mäta lääneservast. See kulgeb alguses läbi saarekesterohke roostiku ja läheb edasi piki luhaserva jäävat roostikuosa, hoidudes siiski luhast pea kogu aeg vähemasti poole kilomeetri kaugusele. Siin on mitmeid tihedaid võhumõõgamahtaid ja hundinuiastikke, kuid suurem osa marsruudist kulgeb läbi hõredama või tihedama pilliroostiku. Marsruudi lõpus kasvab kõrge, kaardus ja jäme pilliroog, mille taga laiub suur vesine ala tiheda hundinuiaga. Vesise ala keskel asub looklev tarnamättaliste kallastega lontsik. Vee sügavus kogu marsruudil kõigub vahemikus pahkluust põlvini ja edasiliikumine on vaevaline. Väga rikkalikult vohab siin niitvetikat. Siinsesse roomassiivi jõuavad roolõikajad Neidsaare tagant üle luha.

Kasari paremkalda roostik

Marsruut niideti looklevalt sisse umbes 200 meetri kaugusel Kasari jõe parema kalda vallist. Nii kulgeb see algul luha ja jõe vahele jäävas kitsas rooribas ning jõuab lõpuks välja ühtlase kõrgroovälja serva Suitsu jõe suubumiskoha vastas. Transekti kogupik-

kuseks on 4,1 km (joonis 1, KASARI). Kloostri sadama all on roostik vaheldusrikas: kõrgest jämedast kaardus pilliroost suhteliselt madala ja hõredani rikkaliku konnaosjaga, vahele ka lai partheina väljasid, kuid mida enam lääne (mere) poole, seda tihedamaks ja kõrgemaks roostik läheb. Nii on ka muu taimestik esialgu rikkalikum – kasvab mürkputke, kalmust, vesimünti, konnaosja, partheina jm., hiljem muid taimi veel ainult laikudena, Suitsu suudme juures on roomüür kõrge, ühtlane ja vaateväljatu. See marsruut on kõige vesisem ning üsna raskesti läbitav. Veetase pidevalt poolde sääarde, tihti põlvini ja üle sellegi. Kloostri pool on märgata vee voolamist piki marsruuti.

Tingimused roostikus olid kahel loendusaastral väga erinevad, seetõttu saadi ka mõneti peaaegu võrreldamatud tulemused. 2002. aastal oli roog tormidega väga suures osas maha murtud, püsti olid vaid mõned rootukad ning veidi serveroogu. Kogu läänepoolse roo lamandumine avaldas tugevat mõju roostiku linnustikule. Samuti oli kevad kuiv. Vesi lahes püsis pea kogu mai ja juuni madal, väga kuiv oli ka siselahe roostik. Marsruudid kulgesid peaaegu kuival mudasel pinnasel, vett oli vaid mõnes üksikus kohas. Roostikus valitsenud erakordne kuivus avaldas mõju ka pesitsevale linnustikule. Vesisemat pesitsuskohta vajavad linnud pidid siirduma kas enam lääne poole (kus ei loendatud) või jätma sel aastal pesitsemata. Ka roolinnud alustasid suuresti pesitsemist alles pärast uue roo kasvamist, mis sooja kevade tõttu toimus õnneks varakult.

2003. aasta kevad oli pikalt jahe. Üleujutus luhas püsis poole maini, madalamates luhaosades mai lõpuni. Mais oli vesi roostikus kõigil marsruutidel enamasti poolde sääarde, sügavamates kohtades oli vesi põlvini või üle selle. Juunis oli vesi juba madalam, keskmiselt vaid pahkluuni, kuid päris kuivi kohti polnud. Talv oli olnud külm ning siselaht põhjani jäätunud. Kevadel suuri torme polnud, jääminek oli rahulik ning kogu eelmise aasta roog jäi kevadel püsti. Uus roog hakkas jaheda kevade tõttu kasvama hilja. Varjatud eluviisiga linnud said nendes tingimustes rahulikult pesitseda ja olid arvukamad kui eelmisel aastal. Samas võimaldas talv üsna hästi roogu varuda ning marsruudil oli palju üksikuid rooniitmise ribasid, trassid läbisid ka kahte laia niidetud ala, kolmas suurem niiduplats jäi vahetult marsruudi kõrvale paarikümnemeetrilise rooriba taha (joonis 1).

TULEMUSED

ROOSTIKU IDAOSA 2002-2003

Lindude üldarvukus

Roostikulinnustiku loendustega sai kaetud roostikuosa, mis hõlmas rannalähedast kohatiste tarnamätastega kuivemat ja madalamat roostikku ning homogeenset kõrgroovälja jämeda ja kõrge pillirooga. Selline roostik katab Matsalu lahe roogu kasvanud idaosast umbes 2/3. Seega on marsruutidelt saadud loenduste tulemused üle kantavad umbes 1800 hektarile roostiku kogupindalast. Et tegemist oli kahe väga erineva veeseisu ja roostiku üldseisuga kevadega, olid saadud tulemused kohati väga erinevad ning need näitavad roostikulinnustiku arvukust üsna ekstreemsetes tingimustes, keskmisel aastal võiks aga linnustiku arvukus olla ehk ka nende aastate keskmise tasemel (tabel 1). Väga kuival ja lamandunud roostikuga 2002. aastal ei leidnud sellised varjatud eluviisiga linnud nagu hüüp, roo-loorkull ja hallhani piisavalt varjulisi kohti pesa peitmiseks ning nende arvukus jäi madalaks. Enne uue roo kasvamist ei saanud pesitsema hakata isegi enamus roolinde, sest polnud millegi vahele oma pesa paigutada. Roostikus pesitsesid see-eest mitmed luhalinnud, rukkirääk oli lausa massiline pesitseja. Märjal ja püstise roostikuga 2003. aastal olid hüüp, rooruik ja täpikhuik lausa massilised, samas oli siis väga vähe rukkirääku ja kurvitsaid.

Roostik on väga stabiilne elukeskkond seal pesitseva linnustiku jaoks. Olenemata sellest, et tingimused neil kahel aastal roostikus väga suuresti erinesid, on liikide arv ja lindude asustustihedus roostiku idaosas olnud siiski üllatavalt ühesugune. Põhiliselt johtub see dominantliikide ühtlasest pesitsusest. Roostikulindudest moodustavad praegusel hetkel põhiosa värvulised, kokku on neid kõigist lindudest 90% (eri aastatel vastavalt 93% ja 87%). Suurim erinevus kahe uurimisaasta vahel on kureliste levikus. Märjemaal ja püstise rooga 2003. aastal moodustasid mitmesugused kurelised linnustikust 9%, seevastu kuival ja lamandunud rooga 2002. aastal oli neid vaid 3%. Selles linnurühmas olid ka liigiliselt aastati kõige suuremad erinevused: kuival aastal oli kõige arvukamaks kureliseks muidu luhalinnuna tuntud rukkirääk, märjemaal ja püstise rooga aastal aga olid arvukad tüüpilised rooasukad – täpikhuik ja rooruik. Kuivas ja

lamandunud roos pesitses hulgaliselt ka mitmeid kurvitsaid, keda järgmisel aastal nähti väheselt vaid niidetud rootaladel.

Tabel 1. Lindude arvukus ja nende asustustihedus Matsalu siselahe roostiku idaosas 2002. ja 2003. a.

Table 1. Number and density of population of birds in reedbed in 2002-2003.

Liik	Species	2002		2003		Keskmine/Average paare/10 ha	Osakaal/Dominance %
		7,7 km	paare/10 ha	10 km	paare/10 ha		
Hüüp	BOTSTE	10	0,2	25	0,3	0,2	0,2%
Külmnökk-luik	CYGLO	1	0,1		0,0	0,0	0,0%
Hallhani	ANSANS	10	0,6	9	0,5	0,5	0,6%
Sinikael-part	ANAPLA	22	1,4	22	1,1	1,3	1,3%
Rägapart	ANAQUE	2	0,1	8	0,4	0,3	0,3%
Rääkspart	ANASTR		0,0	3	0,2	0,1	0,1%
Roo-loorkull	CIRAER	4	0,1	6	0,1	0,1	0,1%
Rooruik	RALAQU	19	0,6	88	2,2	1,4	1,5%
Täpikhuik	PORPOR	15	0,5	259	6,5	3,5	3,6%
Väikehuik	PORPAR		0,0	1	0,1	0,0	0,0%
Rukkirääk	CRECRE	48	1,2	1	0,0	0,6	0,7%
Lauk	FULATR	1	0,1	1	0,1	0,1	0,1%
Tait	GALCHL	1	0,1	2	0,1	0,1	0,1%
Kiivitaja	VANVAN	7	0,5		0,0	0,2	0,2%
Tikutaja	GALGAL	17	1,1	6	0,3	0,7	0,7%
Mustsaba-vigle	LIMLIM	3	0,2	4	0,2	0,2	0,2%
Suurkoovitaja	NUMARQ	1	0,1	1	0,1	0,1	0,1%
Punajalg-tilder	TRITOT	1	0,1	3	0,2	0,1	0,1%
Lambahänilane	MOTFLA	37	4,8	39	3,9	4,4	4,5%
Võsa-ritsiklind	LOCNAE	15	1,9	2	0,2	1,1	1,1%
Roo-ritsiklind	LOCLUS	134	17,4	152	15,2	16,3	17,0%
Kõrkja-roolind	ACRSCH	183	23,8	284	28,4	26,1	27,2%
Tiigi-roolind	ACRSCI	33	4,3	65	6,5	5,4	5,6%
Rästas-roolind	ACRARU	15	1,9	35	3,5	2,7	2,8%
Rootsiitsitaja	EMBSCH	281	36,5	246	24,6	30,5	31,8%
Kokku	Total	860	97,6	1262	94,4	96,0	

Lindude arvukus roostiku eri osades

Lindude asustus roostikus muutub sama marsruudi käigus oluliselt. Ühest küljest mängib selles suurt rolli liikumine roostiku madalast idaservast lääne poole, kus vesi üha sügavamaks läheb. Teisalt mõjuvad taimeistiku muutused (suuresti seotud veesüga-vusega) ning kaasa mängivad ka muud tegurid. Väga olulist mõju linnustiku mitmekesisusele avaldab mõnede säilinud lõmpsiakude olemasolu marsruudil.

Kõige vaesema ja samal ajal ka kõige ühtlasema linnustikuga on Lihula mere roostik, ülejäänust vaid veidi linnurikkam koht asub seal Penijõe-poolses otsas ümber üsna umbekasvanud lõmpsiaku (tabel 2, lõik II). Lihula marsruudi ülejäänud lõigud olid 2002. aastal üsna ühtlase linnustikuga, 2003. a. kulges marsruudi III lõik läbi laia rooniiduala, mistõttu linde oli seal lausa poole vähem kui eelmisel aastal, sellest tingitult on seal väiksem ka kahe aasta keskmine lindude kohtamus (joonis 2). Marsruudi Suitsu-poolses otsas oli taas kuivem (jõeseddet?), ka oli raja lähedusest laialt alalt roogu niidetud ning linnustik oli seal hõredapoolne.

Kahe ülejäänud marsruudi linnustik on liigirikkam, samuti on seal lindude asustus tihedam (joonis 2). Mõlema roostikuosa kõige linnurikkamad alad on seotud Täku mäta ümbrusega: Täku-Rõude marsruut läks üle saarekese lääneserva, Kasari oma möödus selle lähedalt. Ilmselt põhjustas siinset kõrgemat lindude arvukust roostiku mosaiiksus, kus pillirooväljad vaheldusid hundinuiastike ja võhumõõgamätastega, sekka oli märgata ka uute saarekete tekkima hakkamist. Piki Kasari kallast asuval marsruudil on ka mitmeid sonne.

Tabel 2. Linnurühmade kohatavus (paare 100 m marsruudi kohta) roostiku eri osadel 2002.-2003. aasta keskmistena roostikulõikude kaupa.

Table 2. Frequency of bird groups per 100 m in different parts of reedbed.

LIHULA		I	II	III	IV	V	Keskmine/Average
Hüüp	Bittern	0,17	0,25		0,14		0,11
Hanelised	Wildfowl	0,47	0,75	1,96	0,22	0,58	0,8
Roo-loorkull	Marsh Harrier	0,17			0,09		0,05
Kurelised	Crakes, Rails	1,57	2	0,42	1,99	0,67	1,33
Kurvitsad	Waders	0,07	0,25	0,13	0,15	0,25	0,17
Värvulised	Passerines	8,97	10,75	5,13	8,03	7	7,98
Paare/100m	Pairs per 100 m	11,43	14	7,63	10,62	8,5	10,44

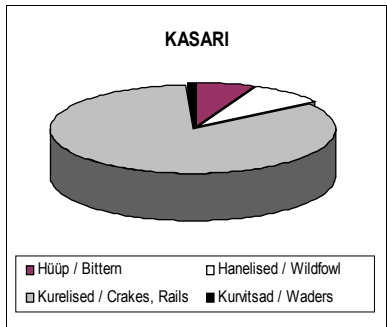
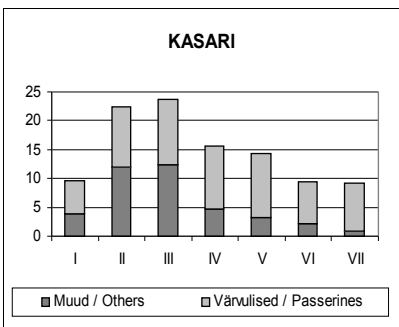
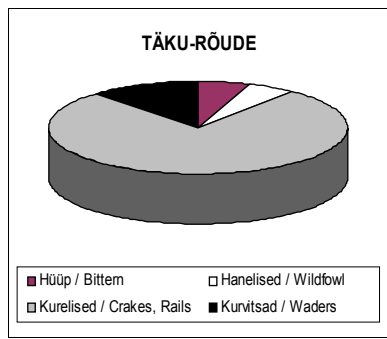
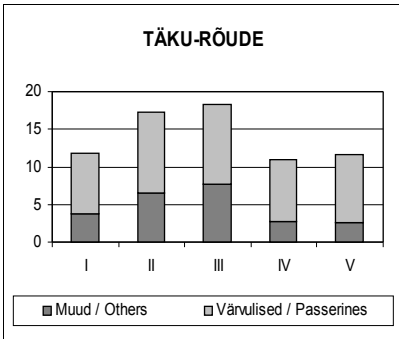
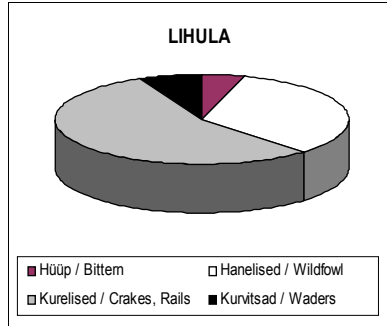
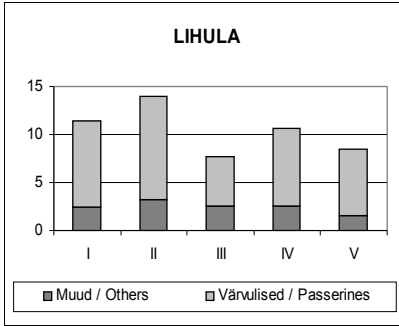
TÄKU-RÕUDE		I	II	III	IV	V	Keskmine/Average	
Hüüp	Bittern		0,33	0,48	0,2	0,28	0,26	
Hanelised	Wildfowl	0,37	0,13	0,35		0,35	0,24	
Roo-loorkull	Marsh Harrier		0,17			0,08	0,05	
Kurelised	Crakes, Rails	2,6	5,25	6,55	2	1,2	3,52	
Kurvitsad	Waders	0,77	0,54	0,33	0,5	0,57	0,54	
Värvulised	Passerines	8,03	10,88	10,55	8,2	9,07	9,35	
Paare/100m	Pairs per 100 m	11,77	17,29	18,25	10,9	11,54	13,95	

KASARI		I	II	III	IV	V	VI	VII	Keskmine/Average
Hüüp	Bittern	0,3	1	0,67	0,14	0,07	0,11	0,33	0,38
Hanelised	Wildfowl	1		1	0,67	0,5	0,06	0,08	0,47
Roo-loorkull	Marsh Harrier				0,07	0,2			0,04
Kurelised	Crakes, Rails	2,3	11	10,67	3,9	2,27	1,97	0,42	4,65
Kurvitsad	Waders	0,2				0,07			0,04
Värvulised	Passerines	5,9	10,5	11,33	10,83	11,3	7,24	8,42	9,36
Paare/100m	Pairs per 100 m	9,7	22,5	23,67	15,62	14,41	9,38	9,25	14,93

Penijõe suubumiskohast ülesvoolu Kloostri pool on Kasari paremkalda roostikus säilinud kaks väikest lõmpsiauku. Kureliste arvukus oli ilmselt seetõttu kõige suurem just Täku mättast ida ja põhja pool. Enim kurvitsaid leidis Täku-Rõude marsruudil, selle juures on kindlasti määrav Täku saar (lõik I), võimalik mõjutaja on ka luha lähedus.

Liikide paiknemine roostikus

Linnud pole ükski lausaliselt üle roostiku levinud või vähemasti pesitsevad nad neile vähemsobivates kohtades hõredamalt (tabelid 2 ja 3). Loendustega haaratud idaosa suhteliselt ühtlases roostikus võis märgata lindude asustuses mitmeid suundumusi. Oli liike, kes olid seal levinud lausaliselt peaaegu ühtlase tihedusega, kuid oli ka neid liike, kes puudusid osast roost täielikult. Et mitmete roostiku-spetsiifiliste lindude arvukus oli 2003. aastal tunduvalt suurem kui eelneval aastal ning üldse tundusid selle aasta olud vastavam enam normaalsetele tingimustele roostikus (keskmine veetase lahes, püstine roog ja talvel üsna palju roogu niidetud), siis on mõttekam lindude asustust liigiti käsitleda just selle aasta näitel ja 2002. aastal peatuda vaid erinevuste väljatoomiseks.



Joonis 2. Värvuliste ja muude roostikulindude keskmine kohatavus (paare 100 meetril) kolmel loendatud marsruudil etappide kaupa (vasakul) ja mittevärvuliste keskmine koosseis marsruudil (paremal).

Figure 2. Number and density (per 100 m) of passerines and other birds on different stages (left) and proportion of non-passerines on three routes (right). Routes and stages presented on Figure 1.

Hüüp (*Botaurus stellaris*). Hüübi asukohta roostikus on raske täpselt määratleda, sest nende hääl kostab kaugele. Lindude asustus roos on suhteliselt ühtlane, suurem koondumine oli sedastatav Täku mättast idas.

Ro-loorkull (*Circus aeruginosus*) asustab roostikku üsna hõredalt. Tema suure tegevusraadiuse tõttu pole liik transektil hästi loendatav. Siiski andsid kahe aasta loendused suhteliselt samaseid tulemusi. Kõik 2002. a. fikseeritud linnud olid samadel aladel ka 2003. a. kohatavad, lisandunud oli kaks uut paari.

Rooruik (*Rallus aquaticus*) asustas kuival aastal Lihula meres roostiku märjemat keskosa, märjemat aastal esines vaid idapoolses roostikuservas ja puudus mujalt täielikult. Sama roostikulaama keskosas oli talvel palju roogu niidetud, mis omakorda võis mõjuda rooruiga pesitsusele pärssivalt. Kahel ülejäänud marsruudil oli enamus rooruikasad koondunud umbes kilomeetri laiuse ribana ümber Täku mäta, kus nende asustustihedus oli 3-6 paari/10 ha. Palju oli ruikasid ka Kloostri all, kus säilinud lõmpsiaukude piirkonnas küündis asustustihedus pea 1 paarini hektaril. Liigi asustus oli märgatavalt hõredam marsruutide sügavama veega lahepoolsetes otstes, kus veeseis ei võimaldanud enam pika kummikugagi liikuda. Samas oli suuresti luhaga paralleelselt risti läbi roostiku kulgeval Täku-Rõude marsruudil rooruika lahepoolses roostikus ligi kolm korda enam kuulda kui luhapoolses (arvud vastavalt 17 ja 6). Normaalse veeseisu ja püstise rooga 2003. aastal häälitsetes (pesitses) roostikus 3,5 korda enam rooruikasid kui kuival ja lamanud rooga 2002. aastal.

Täpikhuik (*Porzana porzana*). Liik on roostikus märksa ühtlasema ja laiema levikuga kui rooruik. Tema asustustihedus vähe- neb selgelt suunaga idast läände ja kõrges ühtlases roostikus on see üsna madal. Kloostrialuses, jõe ja luha vahele jäävas roostikus, oli täpikhuigu asustustihedus märkimisväärselt kõrge – 15-20 paari 10 ha (tabel 3, lõigud vt. joonis 1). Samasuguse kõrge või kohati kõrgemagi asustustihedusega oli liik pesitsemas ka Täku mättast põhja poole jäävas roostikus (luha serv sealgi üsna lähedal). Niidetud alal kostus linde vähe ja pärastises kõrges roostikus jäigi nende kohtamus madalaks. Lihula meres olid täpikhuigud koondunud enam jõepoolsesse roostikku, mis oli tingitud ilmselt laiaulatuslikust rooniitmisest külapoolsest servast. Normaalse veeseisu ja püstise rooga 2003. aastal häälitsetes (pesitses) täpikhuikusid lausa 13 korda enam kui 2002.a. Ilmselt meeldis neile selle aasta püstine roog ja veerohkus enam kui eelmise aasta kuivus.

Tabel 3. Tüüpiliste roostikulindude arvukus ja asustustihedus marsruutidel etappide kaupa 2003.a. Halliga on ära märgitud lõigud, mis kulgesid läbi niidetud alade.

Table 3. Number and density of population of typical reedbed birds in different transect segments. Reedcut areas marked with with gray.

LHULA	I (0,7 km)				II (0,2 km)				III (0,4 km)				IV (1,0 km)				V (0,6 km)				KOKKU / TOTAL	
	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv
	S-side	N-side	SUM		S-side	N-side	SUM		S-side	N-side	SUM		S-side	N-side	SUM		S-side	N-side	SUM		S-side	N-side
RALAQU	2	3	5	1,8			0				0				0				0		2	3
PORPOR	8	2	10	3,6	1	2	3	3,75	2	2	1,25		1	15	16	4	2	2	0,8		10	23
MOTFLA			7	10			0		2	5			2	2			1	1,7				
LOCAE	1	1	1,4				0		1	1	2,5				0				0		0	2
LOCLUS	3	3	6	8,6	1	2	3	15	1	3	4	10	5	9	14	14	9	7	16	26,7	19	24
ACRSCH	11	9	20	28,6	6	5	11	55	2	4	6	15	10	14	24	24	6	4	10	16,7	35	36
ACRSCI	1	2	3	4,3	1	1	5		2	2	5		9	6	15	15	1	8	9	15	11	19
ACRARU			0				0				0				0				0		0	0
EMBSCH	10	10	20	28,6	4	3	7	35	1	1	2	5	14	14	28	28	5	4	9	15	34	32

TÄKURÖUDE	I (0,5 km)				II (0,3 km)				III (0,4 km)				IV (0,5 km)				V (1,3 km)				KOKKU / TOTAL		
	E-serv	W-serv	Kokku	p/10ha	E-serv	W-serv	Kokku	p/10ha	E-serv	W-serv	Kokku	p/10ha	E-serv	W-serv	Kokku	p/10ha	E-serv	W-serv	Kokku	p/10ha	E-serv	W-serv	
	E-side	W-side	SUM		E-side	W-side	SUM		E-side	W-side	SUM		E-side	W-side	SUM		E-side	W-side	SUM		E-side	W-side	
RALAQU	2	1	3	1,5	2	2	4	3,3	4	1	5	3,1	3	3	1,5		6	2	8	1,5	17	6	
PORPOR	8	5	13	6,5	11	11	22	18,3	23	22	45	28,1	8	3	11	5,5	13	9	22	4,2	63	50	
MOTFLA			2	4			2	6,7			4	10			1	2			6	4,6			
LOCLUS			3	3	6	4	3	7	23,3	10	2	12	30	2	3	5	10	16	3	19	14,6	32	14
ACRSCH	7	9	16	32	9	6	15	50	7	4	11	27,5	3	4	7	14	10	8	18	13,8	36	31	
ACRSCI			0		1	1	3,3		4	2	6	15	1	1	2		6	3	9	6,9	12	5	
ACRARU			0				0		1	1	2,5		1	1	2		21	1	22	16,9	22	2	
EMBSCH	10	6	16	32	7	7	14	46,7	9	7	16	40	10	2	12	24	13	9	22	16,9	49	31	

KASARI	I (1,0 km)				II (0,2 km)				III (0,3 km)				IV (0,7 km)			
	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha
	S-side	N-side	SUM		S-side	N-side	SUM		S-side	N-side	SUM		S-side	N-side	SUM	
RALAQU	4	4	8	2	1	4	5	6,25	9	5	14	11,7	2	5	7	2,5
PORPOR	6	7	13	3,25	10	7	17	21,25	6	11	17	14,2	15	28	43	15,4
MOTFLA			3	3			1	5			1	3,3			3	4,29
LOCLUS	4	11	15	15	1	3	4	20	4	1	5	16,7	6	5	11	15,7
ACRSCH	14	8	22	22	5	7	12	60	11	6	17	56,7	21	19	40	57,1
ACRSCI	2	3	5	5	1		1	5	1	2	3	10	3		3	4,3
ACRARU	6		6	6			0	0	1		1	3,3	1		1	1,4
EMBSCH	5	3	8	8	2	1	3	15	3	4	7	23,3	12	21	33	47,1

KASARI	V (0,4 km)				VI (0,9 km)				VII (0,6 km)				KOKKU / TOTAL	
	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv	Kokku	P/10 ha	S-serv	N-serv
	S-side	N-side	SUM		S-side	N-side	SUM		S-side	N-side	SUM		S-side	N-side
RALAQU	6	3	9	5,6	3	11	14	3,9	2	1	3	1,25	27	33
PORPOR	2	2	4	2,5	10	7	17	4,7	2		2	0,8	51	62
MOTFLA			2	5			1	1,1			1	1,7		
LOCLUS	6	1	7	17,5	10		10	11,1	7	4	11	18,3	38	25
ACRSCH	11	16	27	67,5	11	12	23	25,6	5		5	8,3	78	68
ACRSCI			0		1		1	1,1	4	1	5	8,3	12	6
ACRARU			0		1		1	1,1	2		2	3,3	11	0
EMBSCH	11	4	15	37,5	10	10	20	22,2	6	8	14	23,3	49	51

Lambahänilane (*Motacilla flava*). Liik on roostikus üsna ühtlaselt levinud, vähem on teda siiski kõrges tihedas roos. Tugevat mõju lambahänilasele paistab avaldavat roogu sisse aetud tee, sest oma kolmveerand kõigist paaridest jäid loendustel ette just liikumisteel. Aga pole siiski tõenäoline, et sisseaetud rajad need linnud roostikku oleks meelitanud – nad oleksid siis olnud enam koondunud vaid niidualadele ja pahnvallidele.

Roo-ritsiklind (*Locustella luscinioides*) on kõige ühtlasema levikuga lind roostiku idaosas. Liigi asustustihedus oli keskmiselt 15,2 paari/10 ha, peaaegu kõikjal kõigubki liigi esinemine selle keskmise numbri ümber. Vähe on roo-ritsiklindu vaid roostiku servades: Lihula mere idaservas, Täku mättal ja niidetud roos; ainult veidi rohkem kui mujal servarostikus on roo-ritsiklindu Kloostri-

aluses luha serva jäävas roos. Mõnel lühemal lõigul Täku saarest põhja pool ja Lihula meres ületab liigi tihedus 20 paari/10 ha.

Rästas-roolind (*Acrocephalus arundinaceus*) on põhiliselt levinud sügaval roostikus ja tundub olevat tugevalt seotud vabavee lähedusega. Lihula meres ei esinenud rästas-roolindu mitte kummalgi aastal. Üldse liik peaaegu puudub roostiku kõige idapoolse-mast osast, teda leidus siiski Kloostri-aluses lõmpsiaukudega kõrges roos (tabel 3). Muudelgi marsruutidel esines rästas-roolind selgelt enam kas jõepoolses roostikus (Kasari) või lahepoolses roostikus (Täku-Rõude). Kui rästas-roolinnu keskmine asustustihe-dus kogu loendatud roostikus oli 2003. a. 3,5 paari/10 ha (tabel 1), siis roostiku siseosas, Täku-Rõude marsruudi viimasel lõigul, oli liigi asustus ligi 5 korda kõrgem (tabel 3).

Tiigi-roolind (*Acrocephalus scirpaceus*) eelistab sarnaselt eelmisele liigile kõrgeid ja tihedaid roo-alasid, kuid pesitseb ka roostiku idaservas kõigis tihedates rootukkades. Asustustihood olid kõrgeimad (15 paari/10 ha) Täku mättast põhja pool enne niidetud ala ning Lihula mere Kasari äärde jäävas roostikus (tabel 3).

Kõrkja-roolind (*Acrocephalus schoenobaenus*) esineb roosti-kus pea kõikjal, kuid liigi asustustihood on eri piirkondades siiski erinev. Kõige tihedamini asustab kõrkja-roolind just neid piirkondi, kus teisi roolinde ei ole või kus pesitseb hõredalt vaid tiigi-roolind. Tegu võib olla nii liikidevahelise konkurentsi kui ka liikide erineva elupaiganõudlusega. Teistele roolindudele sobimatutes kohtades küündis kõrkja-roolinnu asustus tiheduseni 50-60 paari/10 ha. Liigi keskmine asustustihood roostiku idaosas on 24-28 paari/10 ha.

Rootsiitsitaja (*Emberiza schoeniclus*) on levinud ühtlaselt kogu roostikus. Madalam on liigi asustustihood vaid niidetud aladel ning üllatuslikult ka Kloostri all roostiku viimases sapis enne luhta.

LOENDUSED JÕEKANALITEL 1999-2001

1960.-1970. aastate roostiku haudelinnustiku arvukushinnangud on saadud põhiliselt öösel enne päikese tõusu roostikke läbi-vatel jõekanalitel sõudes ja linde loendades. Väheke andmeid on lisanud ka kajakakalooniate loenduste ja nende poegade rõngas-tamisega kaasnenud teiste nähtud lindude arvele võtmisega. Aastatel 1999-2001 tehti peaaegu samasuguseid, kuid õhtupoolseid öiseid loendusi jõgedel (tabel 4), sõites juuni keskpaigas piki Penijõe, Suitsu ja Kasari kanaleid. Kasari kanalil kulges loendus

kuni suudmeni. Kohe järgnesid neile eelpoolkirjeldatud loendused roostikumassiivi niidetud transektidel. Väikese ajavahe tõttu ei tohiks linnustiku muutused nende kahe loenduse vahel olla kuigi suured, mängu tulevad vaid aastatevahelised erinevused, mida on raske määratleda. Mitme loendusaasta keskmised võivad neid erinevusi siiski mahendada. Enam-vähem järjestikku tehtud loenduste järgi saab mingil määral omavahel võrrelda kahe erineva meetodika järgi saadud tulemuste täpsust ja trendide ühtelangevust ehk nende vastavust tegelikkusele. Mingil määral heidab saadud tulemus valgust ka eelnevate andmete usaldatavusele ja täpsusele.

Paljude lindude kohta annavad loendused jõgedelt ja roo-
massiivi seest üsna sarnaseid tulemusi, seda eelkõige roostikus lausaliselt levinud liikide puhul. Nii on näiteks mitmeid linde juba paadist loendatud rohkem, kui neid varem hinnati kogu roostikus esinevat. Jõgedelt kuuldav on aga väga väike osa roostikus elavast linnustikust, seepärast on ilmne, et nende liikide arvukus on kindlasti kasvanud. Silma torkab rooruiga väga vähene registreerimine jõgedelt võrreldes nende tegeliku arvukusega. Jõekanalitel juuni keskel toimunud loendused võisid jääda selle liigi jaoks liiga hilisteks, sest rooruik häälitises ka hilisematel loendustel aktiivsemalt maikuu. Samuti on jõgedelt loendatud vähem roo-ritsiklinde ja tiigi-roolinde, kui hilisematel loendustel. Roo-ritsiklinnu puhul langevad loendused ilmselt liigi arvukuse hüppelise kasvu perioodi.

Tabel 4. Öiste paadiretkedega roostikus 1999-2001 loendatud lindude arv ja sellest tuletatud pesitsejate arvukus roostikus.

Table 4. Number of birds counted on rowing boat (in nighttime) and their extrapolated number for reedbed.

Liik Species	Loendatud öösel jõgedelt / Counted at night on rivers					Üldarvukus roostikus Total number of birds
	1999	2000	2001	Keskmine/Average	P/10 ha	
BOTSTE	2	16	21	13	0,16	29
RALAQU		5	6	4	0,09	17
PORPOR	16	96	85	66	1,64	296
CRECRE	25	5		10	0,20	36
FULATR	23	2	19	15	7,33	660
LOCLUS	68	46	27	47	4,70	846
ACRSCH	85	160	220	155	15,50	2790
ACRSCI	3	7	19	10	0,97	174
ACRARU	81	5	77	54	5,43	652

Lauk on levinud Kasari kanali ääres Suitsu jõest allavoolu, kust algab mosaiiksem vabavee-aladega roostik. Matsalu idaosa roostikust on selline umbes 1/3 ehk 900 ha. Kasari kanalilt loendatud lindude asustustihedust kogu lääneosa vabavee-aladega roostikule laiendades saaksime lauke roostikku 660 (tabel 4). Paraku näitavad roostiku lääneosas tehtud vaatlused (lähemalt allpool), et need linnud on koondunud põhiliselt Kasari suudme ümbruse roostikku ning põhja pool pole linde pesitsusajal peaaegu nähagi. Nii on laugu tõenäolisem pesitsejate arv siiski tunduvalt väiksem, potentsiaalselt pesitseda võivaid paare on nähtud vaid 70-100 (tabel 5).

VAATLUSREIDID ROOSTIKU LÄÄNEOSAS

Viimase viie aasta jooksul roostiku välisossa tehtud paadiretkedega on püütud arvele võtta ka seal pesitsevate või potentsiaalselt pesitseda võivate lindude arvukust ja paiknemist. Kümnnokk-luiki on loendatud vaatlustoruga Suitsu tornist, 2005. aastal loendati roostikulinnustikku ka helikopterilt. Edukaks osutus kopteriloendus luikede arvukuse hindamiseks, hallhanede jaoks jäi loendus hiljaks (43 hallhane 8 pundis). Kümnnokk-luikede arvuks saime 66 paari, peaaegu kõik nad olid koondunud roostiku lääneserva avaveerikkasse roostikku.

Põhiosa roostiku väliservas pesitsevatest lindudest on koondunud Kasari suudme ümbrusse. Pesitsevaid või pesitseda plaanivaid lauke, punapea-varte ja mustviireid ei olnud näha ei Rõude-Rannamõisa suudme ümbruses ega ka sellest põhja pool. Harva on põhja pool näha ka tuttpütte. Sealses suhteliselt vähe liigendunud roostikuservas ei leia linnud tõenäoliselt piisavalt kaitset. Vabavee-alasid on seal vähe ja kõikjal vohab määndvetikas. Samas on lahe kirdesopi roostik meelisalaks mitmesugusele rändel olevale linnustikule ja sulgijatele.

HAUDELINNUSTIKUS TOIMUNUD SUUREMAD MUUTUSED LÄBI AEGADE

Roostikus endas on märgata mõningaid kindlaid suundumusi, mis paljus tulenevad maakerkest ja sellega kaasnevast kuiveneemisest, aga ka soostumisest. Rannalähedane, tarnamätaste ja üksi-

kute pajupõdsastega, suviti peaaegu kuiv, madal ja hõre roostik on nihkunud viimase 30-40 aastaga mitusada meetrit lääne poole. Paljudes kohtades, kus siis veel pilliroog kasvas, vohavad nüüd kõrgtarnamättad ja suur parthein rohke kollase võhumõõgaga. Samas on tarnamätaste, harva ka pajupõdsastega peaaegu kuiva madalat roostikku leida laikudena rannast üsna kaugel idaosa roostiku sees, näiteks Täku mäta ümbruses. Suvel kasvab seal suhteliselt hõre ja madal roog, palju on muid rohttaimi: kollane võhumõõk, tarnad, suur parthein, vesimünt, jürilill, suur tulikas, soo-seahernes, alss jt. Tükati toimub seal ilmselt maismaastumine ja uute saarte teke, teisalt on oma osa ka veepinna kattumisel tiheda risoomidevõrguga, millel omakorda on hakanud kasvama juba teised taimed. Sellest annab tunnistust maapinna sagedane õõtsumine, kohati vajub jalg ka läbi risoomide sügavikku. Endiste lõmpsiaukude piirkonnad on kattunud ahtalehise hundinuiaga (Ksenofontova, Polma, 1987). Tugevalt on suurenenud homogeen- se kõrgroovälja pindala. See katab praeguseks kogu siselahte ehk vähemalt 1200 hektarit kogu roostikust. Vabaveelade leviku piir on nihkunud mõttelise jooneni Suitsu ja Rõude suudmete vahel ning väikeste vabaveelaikudega roostiku pindala on oluliselt vähenenud. Kui seitsekümmend aastat tagasi oli vaba vett pea kogu roostikus igasuguste lompide ja laugastena (Kumari, 1937), siis praeguseks on suur osa roostikust täiesti ilma vaba veeta (Mägi, 2003). Muutu- sed taimestikust ja vee sügavuses on põhjustanud paljude roostiku- lindude pesitsuskohtade nihkumist, suured muutused linnustikus on toimunud ka väljaspool roostiku arengut.

■ Roostikust on kadunud suured naerukajaka- ja väikekajaka- kolooniad. Põhjused on teadmata, tundub et suured tihedad koloo- niad käituvad oma loogika järgi. Väikekajakate kolooniad on siin- kandis olnud alati väga sporaadilised, liikudes aastati ühest kohast teise. Vana artiklit (Sits, 1937) üle vaadates tundub, et liik pole roostikus eriti elanudki, tegu on vaid raamatust raamatusse (Paaks- puu, 1973; Mägi, 2003) kandunud arusaamatusega. Linnud on pesitsenud rohkem roostiku servaaladel või väheke roogu kasvanud saartel (Täku saar oli tollal niidetav ja keset vaba vett nagu praegused kesklahe saared). Vaid vähesel määral on väikekajakas pesitsenud praeguses artiklis roostikuna käsitletavas biotoobis (tabel 5). Naerukajakate kolooniad olid roostikus olemas, nihkudes aastati veidike ühest kohast teise, kuid kaks püsivamat ja suurimat neist asusid Kloostri meres (alates 1957.-1970.-teni) ja Kasari

suudmeroos (vähemalt 1952.-1980.-te keskpaigani). Suurim oli lindude arvukus 1952. a. (10000 paari), hilisem arvukus kõikus 1800-8000-ni (Paakspuu, 1973; Paakspuu, Kastepõld, 1985).

■ Tugevalt on kasvanud peaaegu kõigi roostikuvärvuliste arvukus. Teistest liikidest vähem on tõusnud rästas-roolinnu arvukus ning ka tiigi-roolinnu arvukus pole viimaste hinnangutega võrreldes suurenenud just kümneid kordi, kuid selle liigi puhul on märgatav juba eelnev kindel tõusutrend läbi aastakümnete (tabel 5). Kindlasti on liik laiendanud oma levikut roostikus. Eriti hämmastava arvukuse tõusu on läbi teinud kõrkja-roolind ja rootsiitsitaja. Ühest küljest tundub tegu olevat eelneva arvukuse allahindamisega, teisalt on toonased arvukushinnangud jälle liiga täpsed selleks, et neid täitsa umbmäärasteks pidada. Üsna tõenäoline tundub siiski olema lindude arvukuse meeletu kasv.

■ Kurvitsate ja rukkiräägu (luhalindude) pesitsemine roostikus, mida varem pole siin sedastatud. Nende asustus sõltub tugevalt kevadisest veeseisust roostikus, kurvitsate pesitsemine veel lamandunud või niidetud rooväljade olemasolust. Rukkirääkude häälitsemist roostikus registreeriti esimest korda 1999. aastal, kui kuulda oli 25 häälitsevat lindu. Tol aastal oli liik üle Eesti väga arvukas, Matsaluski registreeriti kõigi aegade suurim häälitsevate isendite arv. Väga veerohketel kevadel rukkirääku roostikus pole, näiteks 2001. aastal liiki siin ei kuulnud, ka 2003. aastal kostus vaid ühe isaslinnu häält. Kuival 2002. aastal sai tõenäoliste pesitsejatena arvele võtta aga lausa 48 paari rukkirääke.

■ Rooruiga ja täpikhuigu arvukus roostikus on tublisti kõrgem kui siiani on arvatud. Linde oli üsna arvukalt kuulda juba 2002. a., kuid järgmisel aastal olid liigid mai lõpus väga häälekad – vaevalt et 2003.a. just esimene nii kõrge asustustihedusega aasta oli. Tundub, et varasemad loendused vaid jõgedelt ei kajastanud liikide tegelikku levikut, sama näitasid ka meie endi õised loendused jõekanalitelt aastatel 1999-2001 (võrdle tabeleid 4 ja 5).

■ Kui E. Kumari eristas oma uuringute ajal roostikus väga levinud *Rallus aquaticus-Acrocephalus arundinaceus*'e haudeühingu (Sits, 1937), siis praeguses roostikus esinevad need kaks liiki pigem erinevatel elualadel – rooruik mitmesuguse taimestikuga vahelduvas ja sagedaste hundinuiastikega roostikus, rästas-roolind aga sügavama veega kõrges roos.

■ Roostiku lääneservas on enamus pesitsevast linnustikust koonduanud Kasari suudme ümbrusesse. Mujal on tuttpütte, lauke, mustviireid ja punapea-varte vähe või üldse mitte.

Tabel 5. Lindude arvukus Matsalu roostikus viimase 70 aasta jooksul tehtud hinnangute alusel.

Table 5. Number of birds in Matsalu reedbed estimated by different observers during last 70 years.

LIIK	SPECIES	Sits	Onno	Paakspuu			2002-2003		
		1932-1936	1957-1960	1962-1963	1968-1972	1978-1979	MIN	MAX	KESKMINE
Tüttpütt	PODCRI	40	140	110	150	140	100	150	
Hüüp	BOTSTE	25	15	12	15	18	29	56	43
Kühmnokk-luik	CYGLO	-	-	1	20	25	70	140	105
Hallhani	ANSANS	160	140	175	200	200	70	100	85
Sinikael-part	ANAPLA	+	230	200	250	280	200	260	230
Rägapart	ANAQUE	-	-	-	-	-	30	70	50
Rääkspart	ANASTR	-	-	-	-	-	0	30	15
Punapea-vart	AYTFER	225	150	150	100	150	20	50	
Roo-loorkull	CIRAER	40	30	26	15	18	19	22	20
Rooruik	RALAQU	50	55	55	60	70	100	400	250
Täpikuik	PORPOR	+	75	55	75	60	60	1160	630
Väikehuik	PORPAR	22	20	21	30	20	0	9	5
Rukkirääk	CRECRE	-	-	-	-	-	3	220	110
Lauk	FULATR	+	1150	900	1400	600	70	100	
Tait	GALCHL			3			12	18	15
Kiivitaja	VANVAN	-	-	-	-	-	0	80	40
Tikutaja	GALGAL	-	-	-	-	-	55	200	125
Mustsaba-vigle	LIMLIM	-	-	-	-	-	23	36	30
Suurkoovitaja	NUMARQ	-	-	-	-	-	8	12	10
Punajalg-tiider	TRITOT	-	-	-	-	-	12	30	20
Väikekajakas	LARMIN	100	60	21	-	-	-	-	
Naerukajakas	LARRID	5500	2280	3100	8000	6000	-	-	
Mustvires	CHLNIG	260	140	45	180	150	35	50	
Lambahänilane	MOTFLA	-	-	2	-	-	700	850	800
Võsa-ritsiklind	LOCNAE	-	-	-	-	-	40	350	200
Roo-ritsiklind	LOCLUS	-	-	-	-	10	2700	3100	2900
Kõrkja-roolind	ACRSCH	+	80	80	100	80	4300	5100	4700
Tiigi-roolind	ACRSCI	10	65	70	80	100	770	1200	1000
Rästas-roolind	ACRARU	84	170	150	150	170	350	630	500
Roohabekas	PANBIA	-	-	-	-	-	11	100	
Rootsiitsitaja	EMBSCH	130	175	185	200	200	4500	6600	5500
Kokku / Total		6700	5000	5400	11000	8300	14300	21100	
Liike / Number of sp.		17	17	20	17	18	25	29	
paare/ha / pairs per ha		3,35	2	2,16	4,23	3,07	5,3	7,81	

■ Laugu ja punapea-vardi arvukuse tugev langus ning pesitsusalade koondumine ainult roostiku lääneossa. Põhjuseks on ilmselt vee alanemine maakerke tagajärjel ja vabaveelaikude kadumine roostiku siseosast. Samasugune pesitsusalade lääne poole nihkumise tendents on sedastatav ka rästas-roolinnu puhul, ainult tema arvukus pole seetõttu alanenud. Teisalt on kadunud ka suured naerukajakate kolooniad, mille kaitse all vähemalt punapea-vart ennast turvaliselt tundis, kaitset pakkusid kajakad aga ka teistelegi partidele ning laugulegi.

■ Tuttvart pole kunagi olnud roostikulind, ehkki endistest ülevaadetest võib leida jutte lausa 90 paari pesitsemisest roostikus – enamasti on tegu olnud siiski lahe-äärsete roostikutaguste heinamaadega. Roostikuvaheliste jõgede kaldavallidel on siiski aeg-ajalt mõned pesad leitud.

■ Uute liikide lisandumine. Eelkõige tuleks nimetada siinsesse linnustikku 1963. a. lisandunud kühmnokk-luike, kellela ei kujutaks roostiku lääneserva enam ettegi. Liigi arvukus on pidevalt ja ühtlaselt tõusnud, ette on tulnud vaid üksikuid ebasoodsaid aastaid, mil suur hulk luiki on pesitsuskorra vahele jätnud. Hästi kodunenud on meie roostikus roo-ritsiklind, kelle pesitsus siin algas 1970.-te aastate teises pooles (kindlalt teada 1977. aastast). Praeguseks on kogu roostik liigi poolt hästi ja ühtlase tihedusega asustatud. Roohabekas on kindel pesitseja roostikus alates 1989. aastast, kuid on koondunud üksikutesse kohtadesse. Meie loendusmarsruutidesse ei jäänud kahjuks ühtegi pesitsusala ning liigi täpsemat arvukust roostikus ei oskagi hinnata. Viimas(t)e kümnendi(te) jooksul on roostikus hakanud pesitsema rägapart ja rääkspart. Linnud ei pesitse mitte ainult kaldavallidel, vaid ka roostikus sees. Enam on neid vesiste madala taimestikuga plägaaukude juures.

Kirjandus

- Ksenofontova, T., Polma, G., 1987.** Roostike taimestiku ja linnustiku muutustest käesoleval sajandil. - Matsalu Riikliku Looduskaitseala ökosüsteemide dünaamika ja seisund. Matsalu Riikliku Looduskaitseala 30. aastapäevale pühendatud teaduslik-tehnilise konverentsi ettekannete kokkuvõtted. Lihula, 1. august 1987. a. Tallinn, Valgus, lk. 56-66.
- Kumari (Sits), 1937.** Materjale Matsalu lahe linnustikust. Tartu, 328 lk.
- Mägi, E., 2003.** Kasari luha ja Matsalu siselahe roostike linnustik ning

- veerežiimi muutmise mõjust sellele. - Loodusevaatlusi 2000-2002, Lihula, lk. 105-134.
- Onno, S., 1963.** Matsalu Riikliku Looduskaitseala haudelinnustikust. – Ornitoloogiline kogumik III. Tartu, lk. 23-56.
- Paakspuu, V., 1964.** Roostikulindude loendusest Matsalu lähel aastail 1962-1963. - VII Eesti Looduseuurijate päeva ettekannete teesid. Tartu. Lk. 34-38.
- Paakspuu, V., 1973.** Kajaklaste kolooniate dünaamikast Matsalu Riiklikul Looduskaitsealal. – Matsalu maastik ja linnud. Ornitoloogiline kogumik VI. Tallinn. Lk. 72-97.
- Paakspuu, Kastepõld, 1985.** Matsalu märgala vee-, soo- ja rannikulinnustik. Rmt.: Matsalu – rahvusvahelise tähtsusega märgala. Tallinn, lk. 215-235.
- Truus, L., Sassian, K., 1999.** Kasari jõe hüdrooloogilise režiimi muutumine vooluteede reguleerimise ja luha kuivendamise tagajärjel ning selle mõju Kasari luha taimkattele. – Loodusevaatlusi 1997-1999. Lihula. Lk. 105-112.

ABUNDANCE AND LOCATION OF BIRDS IN MATSALU BAY REEDBED. POPULATION CHANGES DURING LAST HALF-CENTURY

Eve Mägi, Kaarel Kaisel

Summary

The article is an attempt to give an overview of the results of birdcensus made in eastern part of Matsalu Bay reedbed in 2002-2003. Additional data have been gathered on rivers and channels by rowing boat at night and on outer part of the reedbed on daytime in previous years.

On 2002-2003 3-4 m broad trails were cut in reedbed for this purpose. Trails made the passing easier, lowered noise and ensured that the same route was used. Trails passed reed with different density and height as well as cattail and sedge areas in drier parts. According to estimation of

this type of landscape and flora, the results may be extrapolated to 2/3 of reedbed.

Two ornithologists were counting birds. Counting time was in the evening before and after sunset to hear both day and night singers. It was estimated that song-birds were counted on 50 m strip both sides (all together 100 m wide strip), bigger birds on 2x100 m strip, Spotted Crake and Water Rail on 2x200 m; Corncrake and Bittern even from bigger distance.

Conditions in reedbed were totally different in two years and thus results were different and partly incomparable. Year 2002 was dry, routes were on almost muddy soil, water holes were infrequent. Also reed was down due heavy storms in winter. Spring 2003 was opposite – chilly and rainy. Still in May water was present on all routes, mostly about half meter deep. June was drier but dry areas were still absent. In winter there were no big storms, so the previous year reed was standing well.

Lihula meri. This area is surrounded by rivers from three sides and the fourth side is situated along two villages, where from reed cutters are approaching in wintertime. Before the WW II the area was south-eastern part of Matsalu Bay with open water. Today riverbanks are closing almost all water change with sea water and water changes only during spring-floods and through small ditches in riverbanks. Transect length is about 2,9 km (Figure 1., LIHULA)

Täku-Rõude transect passes through delta reedbed from Kasari to Rõude river (Figure 1., TÄKU). The length is 3 km and there are several iris and cattail tufted areas on the line. Still, most of area is covered with reed.

Kasari line is situated about 200 m from Kasari river with length 4,1 km (Figure 1., KASARI). The line begins in the narrow reedbed situated between the alluvial meadow and the river channel, and ends in homogeneous reedbed opposite Suitsu river mouth.

Results of bird census in 2002-2003

In extremely dry 2002 most of birds preferring high reed areas couldn't find enough shelter for nesting and their number was low. Instead, several meadow birds chose reedbed for breeding ground - Corncrake was one good example of them. In wet 2003 Corncrake was almost absent as well as waders, but Water Rail and Spotted Crake were present in high numbers (Table 1). Within reedbed birds most numerous (about 90 %) are songbirds (Figure 2). In 2003 *Rallidae* made 9 % of the bird fauna, on dry 2002 there were only 3 % of them.

Species differ in their distribution in the reedbeds. Some are present everywhere, while the others appear only in small areas, and also the nesting densities vary (Tables 2, 3). This is connected to differences between drier and wetter parts as well as related vegetation patterns, very important is also the presents of waterholes in reedbed.

Bird census on river channels in 1999-2001

In 1960-1970-ies bird numbers were estimated on rowing boats on rivers by night. In 1999-2001 similar events were carried out (Table 4). In middle of June Penijõgi, Kasari and Suitsu rivers were passed and birds along the rivers were counted. Following years (2002-2003) previously described counts were carried out on transects. This allows us to compare efficiency of different methods as well as trends in birdfauna. According to this some things can also be said about historical data.

Birdcounts on the outer parts of reedbed

In last five years there were several trips to outer part of reedbed by small boat. Attempts were made to estimate the number of breeding birds in this part of reedbed. Mute Swan has been counted from Suitsu birdwatching tower in springtime. In 2005 Swans ad Geese were counted from helicopter. Most of birds breeding in this part of the reedbed are assembled around Kasari rivermouth. In other areas Grebes, Coots, Pochards and Black Terns are rare or missing.

Changes in birdfauna during last decades

Most tendencies are connected with landlift and thus the soil getting drier and changes in vegetation. Homogeneous reedbed area has increased about three times and is covering 1200 ha.

Homogeneous reedbed edge is situated between Suitsu and Rõude rivermouths, where from west reedbed is patterned with waterholes. Further to the west reedbed changes to an open water area with reed patches. This kind of area, specially important for ducks and other waterfowl, has been reduced significantly since channeling in 1930-ies.

Changes in vegetation and water depth has caused moving of reedbed birds, but there are changes also not affected by this fact. Main changes in reedbed birdfauna:

- Huge colonies of black-headed gulls and little gulls are extinct from reedbed. Reason is unknown as big colonies are often behaving chaotically. Little Gull colonies were moving sporadically. According to old articles these colonies were situated more or less on the edge of the

reedbed at these days, and only few times in reedbed itself.

■ Increase of reedbed warblers. From one side it looks like in previous years the number is underestimated, on the other hand the numbers given are too precise to be just estimates. However, heavy increase is still a fact.

■ Number of Water Rail and Spotted Crake is much higher than expected so far. Looks like previous year counts on the rivers were not representative for these species (Table 4 & 5).

■ When in 1930-ies E. Kumari separated *Rallus aquaticus-Acrocephalus arundinaceus* hatching association, today these species are nesting in totally different areas.

■ Coot and Pochard are in heavy decrease and are present only in western part of reedbed.

■ Tufted Duck has never been real reedbed nester, although it has been considered to be. In previous years this species has nested on haymeadows bordering with reedbed. Some nests were also found on riverbanks

■ New species. First of all since 1963 Mute Swan is added to the list, which is today one of the most remarkable bird in reedbed. Savi's Warbler started to nest in the middle of 70-ies. Bearded Tit's nesting was verified in 1989, but the species is still present only in few areas. During last decades Gadwall and Garganey are also listed as nesting species along riverbanks and waterholes. Waders and Corncrake were discovered as breeding birds only with last counts – their presents depends very much on water level as well as on the standing, cut or lying reed.

PÜSIVAD ORGAANILISED ÜHENDID EESTI RANNIKUMERE AHVENAS

Ott Roots, Mart Simm, Leili Järv, Anne Talvari

SISSEJUHATUS

Eesti rannikumere ahvenavaru oli kuni 1990.-te aastate alguseni väga heas seisus. Lääne turgude avanemine ja ennekuulmatud kokkuostuhinnad suurendasid tugevasti ahvenapüügi intensiivsust – algul Liivi lahes, peamiselt Pärnu lahe arvel, ja paari aastase nihkega ka Väinameres. Seaduspäraselt järgnes sellisele ülepüügile ahvenasaakide langus. Püügi mõju oli seda tugevam, et see baseerus valdavalt nõrkadel või keskmisest nõrgematel ahvenapõlvkondadel. Viimase seitsmeteiskümne aasta jooksul – alates 1987. a. praeguseni – on ahvenal vaid kolmel aastal (1988, 1992 ja 1999) kujunenud välja tugevad põlvkonnad, lisaks veel 1994. a. keskmisest tugevam põlvkond (Karås jt., 1996; Järv, 2002). Soome lahes hakkas püügiintensiivsus kasvama hiljem ja ahvena saagikust see ei vähendanud (Järv jt., 2000; Saat jt., 2002).

Kahtlemata oleks oluline teada, milline on ohtlike orgaaniliste ühendite, eelkõige DDT ja PCB, sisaldus Eesti rannikumerest püütud ja peamiselt ekspordit minevates ahvenates. Esimesed süstemaatilised püsivate orgaaniliste ühendite analüüsid Eesti rannikumere kaladest tehti 1970.-tel aastatel (Roots, 1996). Tollaste tulemuste vahetu võrdlemine käesolevas artiklis toodud andmetega pole siiski võimalik, kuna vahepeal on nii aparatuur kui ka analüüsimetodid oluliselt täiustunud. Küll aga mõõdeti 1992. aastal rootsi teadlaste poolt toksiliste orgaaniliste ühendite sisaldust kolme Balti riigi vetest püütud ahvenatest ja võrreldi saadud tulemusi Rootsi foonijaamas, Hällestadis saadutega (Blomkvist jt., 1993). Ahvenad püüti Väinamerest, Hiiumaa lähistelt, Lätis Riia lahest ja Läänemere avaosast ning Leedus Kura lahest. Eesti ahvenates oli püsivate orgaaniliste ühendite sisaldus kõige madalam, isegi väiksem kui Rootsi foonijaamast püütud kalades.

Käesolevas artiklis võtame vaatluse alla püsivate orgaaniliste ühendite sisalduse ahvena lihastes.

MATERJAL JA METOODIKA

Kalad on püütud sügisel, augustist detsembrini, aastatel 1998 kuni 2003. Uuritud on erinevatelt Eesti rannikumere aladelt – Pärnu lahest, Väinamerest (põhiliselt Matsalu lahelt), Vilsandi saare ümbrusest, Dirhami ligidalt ja Narva lahest püütud ahvenaid. Kokku on analüüsitud 109 proovi.

Kloororgaanilised pestitsiidid ja polüklooritud bifenüülid (PCB) eraldati ahvena homogeniseeritud lihaskoest ekstraheerimisel n-heksaani ja atsetooni seguga (1:1). Saadud ekstrakte loputati vedelik/vedelik ekstraksioonil veega. Pärast eraldatud lipiidide kaalulist määramist ning sisestandardi CB 189 lisamist töödeldi n-heksaanis lahustunud ekstrakte kontsentreeritud väävelhappega (H_2SO_4), lipiidide jääkide eemaldamiseks elueeriti segu läbi H_2SO_4 /silikogeelikolonne. Väikese ruumalani (0,2 kuni 1 ml) kokku aurutatud ekstrakti analüüs viidi läbi elektronhaarde detektori kasutamise gaasikromatograafiliselt. Analüüsikolonne pikkus oli 100 m, sisemine läbimõõt – 0,25 mm, vedelfaasi CP Sil 8, paksus – 0,25 μm . Sisestandardi meetodil määrati eelkirjeldatud tingimustes mittelagunevad kloororgaanilised pestitsiidid: α - ja γ -HCH, HCB, summaarne DDT (arvutatud üksikute isomeeride: p,p`DDT, p,p`DDE, p,p`DDD põhjal) ja 7 “klassikalist” PCB homoloogi ning isomeeri IUPAC numbritega CB 28, 52, 101, 118, 138 (+163), 153 ja 180.

TULEMUSED

Püütud ja analüüsitud kalade vanus varieerus 1...11 aastani. Peaaegu kõigi orgaaniliste saasteainete kontsentratsioon oli vanemates kalades oluliselt kõrgem kui nooremates. Statistiliselt usaldusväärne seos väljendub ahvenate vanuse ja DDT ning PCB kontsentratsiooni vahel: vastavalt $r^2= 0,738$ ja $r^2= 0,680$ (Roots, Simm, 2002). Võib järeldada, et ahvena lihastes suureneb orgaaniliste saasteainete kontsentratsioon seaduspäraselt koos kalade vanuse kasvuga.

2002. aastaks oli püsivate orgaaniliste ühendite sisaldust määratud kokku 109 ahvenas, nendest olid 13 isased ja 96 emased (tabel 1). Tabelis 1 (samuti tabelis 2) on ära toodud analüüsivate kalade bioloogilised parameetrid. Kuna püsivad orgaanilised

ühendid ladestuvad rasvades-lipiidides, siis on välja toodud ka lipiidide sisaldus kalade lihaskoes. Selgus, et enamusel juhtudest on emaste ahvenate lihastes enam lipiide, mille tõttu on ka toksikantide sisaldus nende lihastes mõningal määral kõrgem kui isastel.

Tabel 1. 1998-2002 püütud ja analüüsitud ahvenate keskmised bioloogilised parameetrid.

Table 1. The average biological parameters of perch analyzed 1998-2002.

Piirkond ja aasta Area and Year	Sugu Sex	N	Pikkus, mm Length, mm	Kaal, g Weight, g	Vanus Age	Lipiide lihaskoes % Lipids in muscle
Narva laht, 2000	F	11	242,3	216,5	5.5 (5-6)	0,15
	M	4	246,3	228,7	5.5 (5-6)	0,14
Dirhami, 2001	F	14	221,2	146,3	4.7 (4-6)	1,27
Kihelkonna laht, 1998	F	4	241,5	171,8	5.5 (5-6)	0,67
	M	6	218,2	115,1	5.0 (4-7)	0,46
Matsalu laht, 1998, 1999	F	50	212,9	224	4.2 (1-11)	0,8
	M	3	267	223,1	6.3 (6-7)	0,61
Pärnu laht, 2000, 2002	F	17	189,3	112,4	3.2 (1-8)	0,61

F- emaskala/female; M- isaskala/male

Edasi püüti autorite poolt välja selgitada, kas toksikantide sisaldused emaste ahvenate lihaskoes olenevad ka gonaadide küpsusastmest. Sellel eesmärgil püüti Matsalu lahest ahvenaid 1999. aasta augustis – ajal, mil ahvena organism veel puhkab pärast kudemist (küpsusaste VI-II), ja septembris, millal koos veetemperatuuri langemisega algab ahvenal uute gonaadide moodustamise protsess (küpsusastmetel II-III) (tabelid 2 ja 3). Kui me võrdleme omavahel orgaaniliste ühendite sisaldust erinevates küpsusastmetes olevatel kaladel, siis võime täheldada näiteks seda, et summaarne DDT sisaldus kalades küpsusastmega VI-II on tunduvalt väiksem kui III ja IV küpsusastme puhul. PCB puhul pole erinevused toksikantide sisaldustes nii suured (Roots, Järv, Simm, 2004).

Tabel 2. 1999. aasta augustis (kalad numbriga 1-6) ja septembris (7-17) Matsalu lahest püütud emaste ahvenate bioloogilised parameetrid (Keskkonnauuringud, 1999, Roots, 2001).

Table 2. The average biological parameters of perch caught from Matsalu Bay on August, 1999 (numbers 1-6) and September, 1999 (numbers 7-17) (Keskkonnauuringud, 1999, Roots, 2001).

Nr No	Pikkus, mm Length, mm	Kaal, g Weight, g	Küpsusaste Maturation phase	Vanus Age	Lipiide % lihaskoes Lipids in muscle
1	362	621	VI-II	10	0,43
2	332	591	VI-II	10	0,41
3	310	414	VI-II	7	0,51
4	258	247	VI-II	6	0,69
5	256	238	II	6	0,64
6	280	291	II	6	0,56
7	285	290	III	6	0,21
8	245	199	III	5	0,22
9	260	241	III	5	0,47
10	295	388	III	6	0,23
11	245	219	III	6	0,33
12	305	387	III	7	0,12
13	390	825	III	11	0,21
14	375	629	III	9	0,34
15	310	377	III	7	0,36
16	365	593	III	8	0,27
17	300	400	III	7	0,37

ARUTELU

Orgaaniliste ühendite puhul on üldteada nende kogunemine ehk bioakumulatsioon organismides. Sageli räägitakse lihtsalt üldiselt, et ohtlikud ained kogunevad elusorganismidesse. Kuid tuleb eristada bioakumulatsiooni erinevaid vorme.

Praktiliselt kõigi keskkonnale ohtlikuks kuulutatud ainete puhul võib täheldada, et nende kontsentratsioon organismis on kõrgem kui ümbritsevas keskkonnas, näiteks vees või setetes. Muidugi võib seda nimetada bioakumulatsiooniks, õigem oleks aga termin biokontsentratsioon (*bioconcentration*).

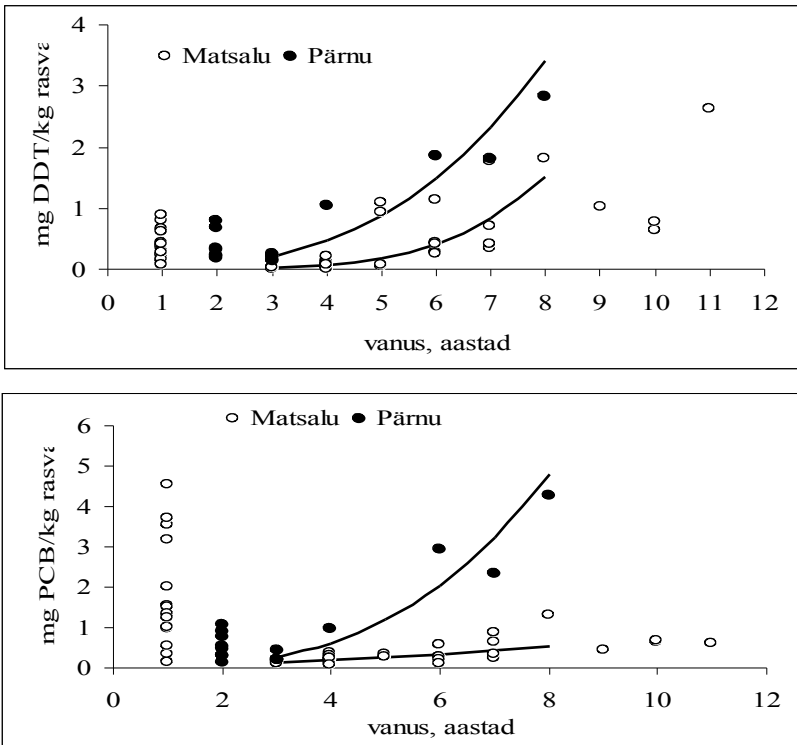
Tabel 3. Matsalu lahest püütud emaste ahvenate lihastes leiduvate püsivate orgaaniliste ühendite sisaldused (mg/kg lipiidides) (Roots, 2003).
Table 3. Concentrations of toxic chlororganic pollutants (mg/kg per lipids) in female perch at the Matsalu Bay (Roots, 2003).

	Keskmine /Average		Mediaan/Median		Variatsioon / Variation	
	August	September	August	September	August	September
Vanus/Age	7,5	7	6,5	7	26	26
Pikkus /Length, mm	300	307	295	300	14	16
Kaal / Weigh, g	400	414	352	387	43	47
Lipiide /Lipids, %	0,54	0,28	0,54	0,27	21	35
a-HCH	0	0	0	0	46	99
g-HCH	0,14	0,03	0,04	0,03	133	63
HCB	0,01	0,01	0,01	0,01	70	82
p,p'-DDE	0,18	0,57	0,18	0,55	33	74
p,p'-DDD	0,09	0,31	0,07	0,25	52	56
p,p'-DDT	0,19	0,25	0,16	0,26	42	51
Summa DDT	0,45	1,13	0,39	1,02	38	58
IUPAC PCB:						
28+31	0,08	0,05	0,04	0,01	115	255
52	0,07	0,04	0,05	0,02	72	156
101	0,08	0,06	0,08	0,03	35	118
118	0,1	0,07	0,1	0,05	48	131
153	0,12	0,1	0,13	0,08	30	62
105	0,06	0,05	0,06	0,03	33	118
138+158+163	0,12	0,12	0,12	0,09	40	71
180	0,02	0,04	0,02	0,04	27	41
Summa PCB	0,64	0,52	0,66	0,36	36	99

Teisalt jäävad mitmed ohtlikud ühendid organismi ning organismi kasvades lisandub neid üha juurde, mille tulemusena on selliste ainete sisaldus vanemates ja suuremates isendites reeglina kõrgem kui nooremates ja väiksemates isendites. Just seda protsessi oleks kõige õigem nimetada bioakumulatsiooniks, selle sõna kitsamas tähenduse.

Kõige ohtlikum nii keskkonna kui ka inimese tervise jaoks on aga see, et ohtlike ainete kontsentratsioon suureneb toiduahelais. See tähendab: mida kõrgemal toiduahela tasemel on organism,

seada kõrgem on temas ohtliku aine kontsentratsioon. Seda bioakumulatsiooni vormi on nimetatud biokordistumiseks (*biomagnification*). Tuleks rõhutada, et mitmetes varasemates kirjutistes on ekslikult rõhutatud just seda bioakumulatsiooni vormi, eriti on esile tõstetud seda näiteks raskemetallide käsitlemise puhul. Uuringud on siiski juba ammu näidanud, et biokordistumine esineb raskemetallidest ainult ühe, elavhõbeda puhul. Kõigi teiste raskemetallide puhul on tõestatud, et näiteks meres on nende kontsentratsioon kõrgeim just mikroorganismides ja väheneb pidevalt klassikalises toiduahelas – fütoplankton, zooplankton, zoobentos, kalad, linnud ja imetajad.



Joonis 1. DDT ja PCB sisalduse sõltuvus ahvena vanusest.

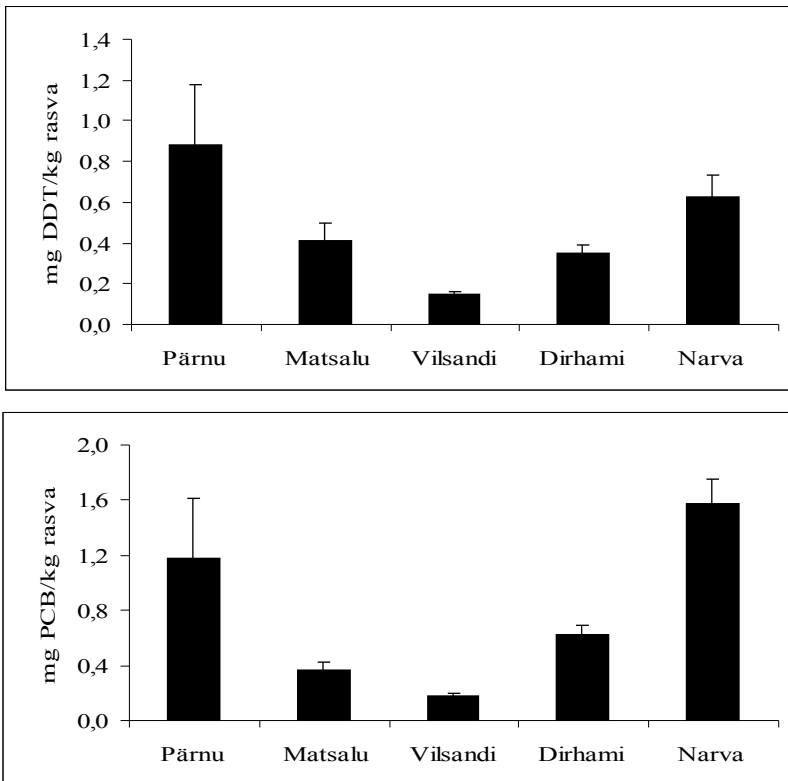
Figure 1. Average contents (mg/kg per lipids) of DDT and PCB in different age groups of perch.

Kloororgaaniliste ühendite puhul on väljendatud samuti kahtlust nende biokordistumise suhtes. Läänemerele kogutud andmete alusel on kahtluse alla seatud eelkõige PCB biokordistumine (HELCOM, 2002). Praktiliselt kõik tulemused näitavad aga orgaaniliste ühendite bioakumulatsiooni kitsamas mõttes – nende kontsentratsiooni kasvu organismi vananedes. Kuidas on siis lood ahvenas? Meie andmed Pärnust ja Matsalust püütud ahvenate kohta näitavad üsna keerulisi vanuselisi muutusi (joonis 1).

Nii DDT kui ka PCB puhul on ainete sisaldused kõrged ühekahe aastastes kalades, väga noortes ahvenates kohati lausa maksimaalsed. Madalaim on DDT ja PCB sisaldus reeglina kolme aasta vanustes kalades ja edasi toimub tõesti jälle kontsentratsiooni kasv kuni kõrgete väärtusteni seitsme-kaheksa aastastes kalades. Veelgi vanemate kalade kohta on meil kahjuks vaid üksikuid andmeid, kuid nende alusel tundub DDT ja PCB sisaldus vananedes jällegi vähenevat (joonis 1). Millest sellised muutused tingitud on, seda võib vaid oletada. Nooremate kalade toitumine erineb vanemate omast, järelkult saavad nad põhjaloomadest toitudes rohkem orgaanilisi ohtlikke ühendeid kui hiljem, kui ahvenad toituvad juba teistest kaladest. Muidugi võib siin avalduda ka paljunemise mõju – on andmeid, et paljunemise ajal eritavad kalad koos niisa ja marjaga vette ka suure hulga ohtlikest ühendest, isegi kuni 30%.

Igal juhul näitavad meie tulemused äärmiselt selgelt, et ohtlike ainete sisaldust erinevatelt aladelt püütud ahvenates saab võrrelda vaid juhul, kui võrreldakse nende sisaldusi ühesuguse vanusega kalades. Me oleme noortes – ühe kuni kolme aastastes – ja vanades – üle seitsme aastastes – ahvenates uurinud DDT ja PCB sisaldust ainult Pärnu ja Matsalu kaladest. Kõigis uuritud Eesti rannikumere piirkondades on aga määratud DDT ja PCB sisaldused nelja kuni seitsme aastaste kalade lihastes. Nende võrreldavate andmete alusel võib öelda, et kõige "puhtamad" on ahvenad Läänemere avaosa rannikupiirkonnas, Vilsandi läheduses (joonis 2). Suhteliselt madal on DDT ja PCB sisaldus ka Dirhami ja Matsalu ahvenates. Seevastu Pärnu ja eriti Narva lahest püütud ahvenates on ohtlike orgaaniliste ühendite sisaldus ahvenas oluliselt kõrgem kui eelpoolmainitud kohtades. Õnneks võib siiski öelda, et isegi meie ahvenate kloororgaaniliste ainete suurimad sisaldused Pärnus ja Narvas on võrreldavad teiste Läänemere piirkondade kohta toodud keskmiste väärtustega. Ülevaates terve Läänemere kohta (HELCOM, 2002) on toodud keskmiseks DDT sisalduseks ahvena

lihastes 0,071 kuni 1,0 ja PCB puhul 0,65 kuni 1,7 mg/kg rasva kohta.

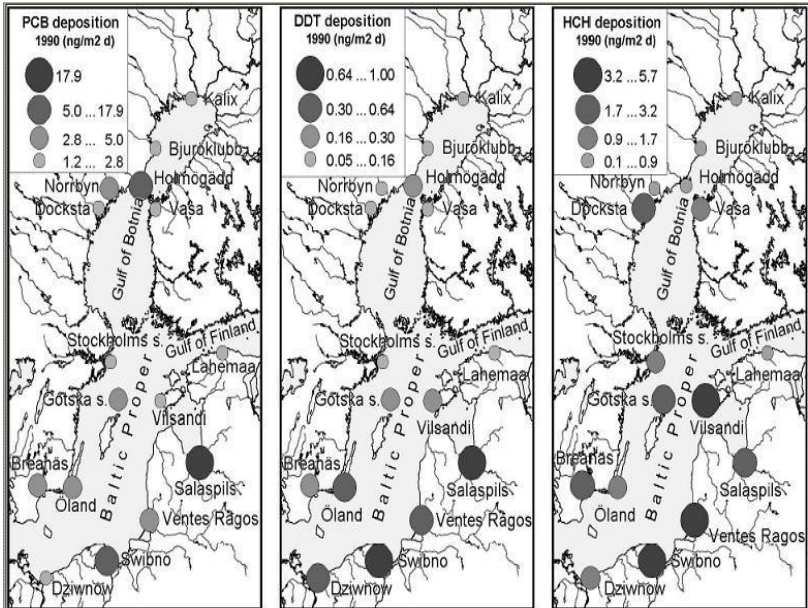


Joonis 2. DDT ja PCB keskmine sisaldus (mg/kg lipiidide kohta) nelja kuni seitsme aastastes ahvenates Eesti rannikumere erinevatel aladel

Figure 2. Average contents (mg/kg per lipids) of DDT and PCB in the muscle tissue of perch of four-seven years of age.

Kuna alates eelmise sajandi kuuekümnendate aastate lõpust on keelustatud kloororgaaniliste taimekaitsevahendite sissevedu Eestisse (Müür, 1996), siis osa püsivatest orgaanilistest ühenditest

kandub Eesti territooriumile saasteainete kaugkande teel (Agrell, jt., 2003; Roose, Roots, 2005) (joonis 3).



Joonis 3. Arvutatud PCB, DDT ja HCH sadestumise koormused (ng/m² kohta päevas) Läänemere piirkonnas (Agrell, jt.2001 järgi Roose, Roots, 2005).

Figure 3. PCB, DDT and HCH calculated depositions at the stations in the Baltic Sea Basin (Roose, Roots, 2005 data based from Agrell et al. 2001).

Kokkuvõtteks võib seega öelda, et Eestis püütav ja tarbitav ahven, sealhulgas ka Soome lahe ahven, on praegu veel suhteliselt puhas ja temas leitud mürgiste ühendite sisaldused ei ületa WHO (Maailma Tervishoiuorganisatsioon) ja FAO poolt kehtestatud piirnorme. Kuna tehtud analüüside arv on veel suhteliselt väike, siis on praegu saadud tulemuste statistilist usaldusväärsust vara kontrollida. Erinevuste olemasolu peavad näitama edaspidised uuringud.

Kirjandus

- Agrell, C, Larsson, P., Okla, L., Bremle, G., Johansson, N., Klavins, M., Roots, O., Zelechowska, A., 2001.** Atmospheric and River Input of PCBs, DDTs and HCHs to the Baltic Sea. – A System Analysis of the Baltic Sea (Eds. F. Wulff, L. Rahm and P. Larsson). Ecological Studies, (Springer Verlag), v. 148, pp. 149-175.
- Blomkvist, G., Jensen, S., Olsson, M., 1993.** Concentrations of organochlorines in perch (*Perca fluviatilis*) sampled in coastal areas of the Baltic Republics. – Swedish Museum of Natural History, 10.09.1993. 11 p.
- HELCOM, 2002.** Environment of the Baltic Sea area 1994 - 1998. Baltic Sea Environment Proceedings 82B.
- Järv, L., 2002.** The non-professional fishery as one of the source of unaccounted fishing mortality: an example of perch (*Perca fluviatilis* L.) fishery in Estonian coastal sea. Internet: [www.ICES.dk/ICM2002/HH/](http://www.ICES.dk/ICM2002/HH/V/) V/ (V: 09).
- Järv, L., Drevs, T., Järvik, A., 2000.** Size-species selectivity of gillnets in Estonian coastal zone: regulation efficiency. Internet: [www.ICES.dk/ICM2000/HH: J/](http://www.ICES.dk/ICM2000/HH/J/) (J:19).
- Keskkonnauuringud. 1999.** Eesti Keskkonnauuringute Keskus (Leping KU-1). Tallinn, lk. 52-93.
- Karäs, P., Pöhling, P., Järv, L., Lehtonen, H., Makarchouk, A., Ziliukas, V., 1996.** Year-class strength patterns in Baltic perch and pike-perch populations – a base for development of systems for prognosis. – Proceeding of Polish-Swedish Symposium on Baltic Coastal Fisheries – Resources and Management. Sea Fisheries Institute, Gdynia, Poland, pp. 93-107.
- Müür, J., 1996.** Taimekaitsevahendite kasutamise Eestis. Keskkond 1995 (Toim. E. Meikas). EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn, lk. 66-68.
- Roose, A., Roots, O., 2005.** Monitoring of priority hazardous substances in Estonian water bodies and the coastal Baltic Sea. – BOREAL ENV. RES., 2005, v.10, No.2, pp. 89-102.
- Roots, O., Järv, L., Simm, M., 2004.** DDT and PCB Concentrations Dependency on the Biology and Domicile of Fish: An Example of Perch (*Perca fluviatilis* L.) in Estonian Coastal Sea. – Fresenius Environmental Bulletin, PSP, v. 13, No. 7, pp. 620-625.
- Roots, O., 2003.** Halogenated contaminants in female perch from the Matsalu Bay (Baltic Sea). – Chemistry and Ecology. Taylor & Francis, v.19, No.1, 1-3.
- Roots, O., 2001.** Halogenated environmental contaminants in fish from Estonian coastal areas. – Chemosphere (Elsevier Science Ltd.) , v. 43, No. 4-7 , pp. 623-632.
- Roots, O., 1996.** Toxic chlororganic compounds in the ecosystem of the

Baltic Sea. Estonian Environment Information Centre, Tallinn, 144 p.
Saat, T., Eschbaum, R., Raid, T., Vaino, V., Järvalt, A., 2002. Kalastiku
seire. Eesti Keskkonnaseire 2001, Eesti Vabariigi
Keskkonnaministeerium, lk. 103-109.

PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS CONCENTRATIONS IN THE PERCH OF THE ESTONIAN COASTAL SEA

Ott Roots, Mart Simm, Leili Järv, Anne Talvari

Summary

Only a few studies report about DDT and PCB levels and their trends in perch of the Eastern Baltic Sea and therefore our knowledge is rather limited. According to the Order from 21.10.1967 approved by the Government the import of chlororganic plant protection products (DDT, etc.) were banned in Estonia. Currently, the long-range movement of chlororganic toxicants (PCB, DDT and HCH) from southern sources outside Estonia is highly significant (Agrell, jt., 2003; Roose, Roots, 2005)(Fig. 3).

Comparising the results, it appears that total DDT in fish with gonad maturity levels VI-II (organism rests from spawning) is significantly lower than in maturity level III and IV specimens (Table 2). The differences are not so high for PCBs (Roots, Järv, Simm, 2004). Changes of chlororganic compounds resulting from age are shown in Figure 1 and comparison of different localities in Estonia in Figure 2. At present time, the contents of toxic chlororganic compounds analyzed in the Baltic perch of the Estonian coastal sea remain below the limits established for foods by FAO/WHO and, therefore, people do not suffer from symptoms of illness (Table 3).

TOKSILISED ORGAANILISED ÜHENDID JA RASKOMETALLID VÄINAMERE HÜLJESTE ORGANISMIS

Ott Roots, Toivo Jürma, Tiit Kakum, Aleksei Lotman,
Mart Simm, Anne Talvari

SISSEJUHATUS

Toksilistest ainetest on kaasajal erilise tähelepanu all raskemetallid (eelkõige elavhõbe, kaadmium, plii) ja püsivad orgaanilised ühendid (Persistent Organic Pollutants). Nimetatud ohtlike ainete poolt loodusele tekitatava kahju vähendamiseks Euroopas ja Põhja-Ameerikas võeti ÜRO Euroopa Majanduskomisjoni Rahvusvahelise õhusaaste kauglevi konventsiooni raames 1998. aastal vastu kaks protokollit – üks raskemetallide ja teine püsivate orgaaniliste ühendite kasutamise piiramiseks. 107 püsiva orgaanilise ühendi seast on vastava protokollit 1. lissasse kantud kaksteist kõige ohtlikumat ühendit, mille kasutamine keelatakse täielikult või teatud eranditega. Nendeks ühendeiks on aldriin, endriin, klordaan, DDT, dieldriin, heptakloor, heksaklorobenseen, heksabromobifenüül, kloordekoon, mireks, toksafeen ja polükloreeritud bifenüülid (PCB). Sama protokollit 2. lissasse kantud piiratud kasutamiseiga ühendite nimekirja kuuluvad eelmisest nimekirjast DDT ja PCB, lisaks ka heksaklorotsükloheksaan (HCH). DDT piiratud kasutamist lubatakse niikaua, kuni pole leitud antud ühendile asendajat võitluses selliste ohtlike haigustega nagu malaaria ja entsefaliit, PCB jaoks on ette nähtud nende kasutamise lõpetamine pärast üleminekuperioodi. Protokollit 3. lissas on loetletud ohtlikud ained, mille emissiooni (eelkõige põletamisest tulenevat) tuleb piirata: polütsükliised aromaatsed süsivesinikud (PAH), dioksiinid/furaanid (PCDD/F) ja heksaklorobenseen.

Eesti vabariigi praeguse seadusandluse alusel toimub toksiliste ühendite kontroll kahes suunas:

- toksiliste ühendite inventuur;
- toksiliste ühendite seire keskkonnas.

MATERJAL JA METOODIKA

Käesolevas artiklis käsitletakse mõningate raskemetallide, eelkõige aga püsivate orgaaniliste ühendite sisaldust Eesti rannikumeres elavates hüljestes. Kuna hülged on Eestis looduskaitse all, siis on toksikantide sisalduse määramiseks võetud proove ainult kalameeste võrkudesse sattunud või loomulikku surma surnud isendeilt. 1998. aastal analüüsiti toksiliste ühendite sisaldust viies Matsalust (täpsemalt Saastnast ja Keemult) pärit hülgest.

Proovide analüüs toimus Eesti Keskkonnauuringute Keskuses. Vastav laboratoorium on akrediteeritud keskkonnakaitsealaste keemiliste analüüside valdkonnas EV Standardiameti (reg. nr. L008) ja Saksa LV DAP (reg. nr. DAP-PL-3131.00; kehtib kuni 2008-11-22) poolt. Proovide ettevalmistamine analüüsiks ja täpne analüüsimetoodika on toodud autorite varasemates töodes (Roots, 1999; Roots, Talvari, 1999; Roots, Kakum, 1999).

TULEMUSED JA ARUTELU

Hallhüljes (*Halichoerus grypus*) ja viiger (*Phoca hispida*) on Eestis looduskaitse all olevad liigid. Kogu Läänemeres oli 1990.-aastatel Helsinki Komisjoni andmetel maksimaalselt 5300 hallhüljest ja 4000 viigrit (HELCOM, 1996); käesoleva sajandi alguses hinnati siin hallhülge arvukust juba 13100 isendile (Helsinki Commission, 2003). Eesti rannikumeres on hallhüljes arvukam kui viiger. Hallhülge peamised sigimisalad asuvad põhja pool 58 paralleeli, kuid üldiselt ongi Eesti rannik hüljeste pideva leviku kagupiiriks Läänemeres (Jüssi, Jüssi 2000).

Katastroofiline hüljeste arvukuse langus toimus Läänemeres 1970.-te aastate lõpus ja järgmise aastakümne alguses. Selle põhjuseks loetakse kloororgaaniliste pestitsiidide (DDT, HCH) ja polüklooritud bifeniilide (PCB) kõrgest sisaldusest tingitud hüljeste steriilsust. Nimetatud ainete kasutamise vähendamisele järgnenud reostuse kahanemine tingis ka nende sisalduse languse hüljestes ning asurkondade seisundi mõningase paranemise. 1990.-il aastail on viigrites PCB sisaldus edasi vähenenud, hallhüljestes aga püsinud samal tasemel (HELCOM, 1996). Eesti rannikumeres võib praegu täheldada hallhüljeste arvukuse aeglast kasvu (Jüssi, Jüssi, 2000), kuid viigerhülge arvukus on võrreldes 1996. aastaga prae-

guseks taaskord ootamatult ja seletamatult langenud (Mart Jüssi suulised andmed).

Läänemerele satuvad toksilised ühendid atmosfääri kaudu ja jõgede veega. Hinnanguliselt sadeneb Läänemerele õhu kaudu aastas nii kuiv- kui ka märgsadenemise summana 390 kg PCB-d, 20 kg DDT-d ja 230 kg HCH-d. Jõgede kaudu jõuab Läänemerele aastas 330 kg PCB-d, 3 kg DDT-d ja 50 kg HCH-d (Roots, 1996a; Agrell, 1999; Agrell *et al.*, 2001). Eesti rannikule kanduvad toksilised orgaanilised ühendid põhiliselt valitsevate edela- ja lõunatuultega õhusaaste kaugülekande teel Kesk- ja Lääne-Euroopast. Lääne-Eesti saarestikule lähim lokaalne saasteallikas on tuvastatud Lätis, Salaspilsis, kus on määratud Läänemere kõrgeimad PCB ja DDT sisaldused õhus (vastavalt 454 ja 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). HCH kõrgeimad kontsentratsioonid Läänemere õhus on määratud Poola rannikul: Swibno 103 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Dziwnow 72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Agrell, 1999; Agrell *et al.*, 2001). On tõestatud, et toksikantide sisaldus Läänemere õhus ja sademetes, samuti kalades, kahaneb mere lõunaosast põhjaosa suunas (Jensen *et al.*, 1969; Larsson, Okla, 1989; Roots, 1992a; Roots, 1996b; Roots, Aps, 1993).

Tabel 1. Kloororgaaniliste pestitsiidide sisaldused Matsalu hüljestes 1998. aastal.

Table 1. Chlorinated organic pesticides in Matsalu seals in 1998.

Liik / Species (Ala / Site)	Lipiide / Lipids %	$\mu\text{g}/\text{kg}$ lipiidide kohta / per lipids					
		α -HCH	γ -HCH	p,p'DDE	p,p'DDD	p,p'DDT	sumDDT
Hallhüljes / Grey Seal (Saastna)	93,7	49,3	47,2	3393,8	120,5	0	3514,3
Hallhüljes / Grey Seal (Keemu)	88,7	20,5	27,9	1634,8	91,6	0	1726,4
Hallhüljes / Grey Seal (Keemu)	90,1	47,7	17,4	3942,4	194,9	805,3	4942,6
Viiger / Ringed Seal (Keemu)	90,2	38,1	10,1	1775,8	64,9	281,9	2122,6
Hallhüljes / Grey Seal (Keemu)	78,9	0	0	22967,8	10,7	0	22978,5

sumDDT = p,p'DDE + p,p'DDD + p,p'DDT

Kloororgaaniliste pestitsiidide (DDT, HCH) ja polüklooritud bifeniilide (eraldi isomeerid IUPAC numeratsiooni alusel), samuti raskemetallide (vask, plii, kaadmium, tsink, elavhõbe) sisaldused

Matsalu hüljestes on ära toodud tabelites 1 – 3. Saadud tulemused on võrreldavad meie poolt 1997. aastal analüüsitud kolme hülge kohta saadud andmetega (Roots, Kakum, 1999): PCB sisaldus 3,6-8,1 mg/kg ja DDT sisaldus 0,9-4,9 mg/kg. Hüljeste head toitumust näitab kudede suhteliselt kõrge rasvasisaldus nii 1998. aastal (78,9-93,7%) kui ka 1997. aastal (93,8-98,0%). Tulemused kinnitavad varem tehtud järeldust, et orgaaniliste toksikantide sisaldused Lääne-Eesti saarestiku piirkonna hüljestes on oluliselt – vähemalt suurusjärgu võrra – madalamad kui mujal Läänemeres (Roots, 1994; Roots, 1996a; 1999; Lotman, 1995; Roots, Talvari, 1997). See on kooskõlas ka toksikantide madala sisaldusega siinses kalastikus (Roots, Kakum, 1999; Roots jt., samas kogumikus).

Tabel 2. Polüklooreritud bifenüülide sisaldused Matsalu hüljestes 1998. aastal (µg/kg lipiidide kohta).

Table 2. PCBs in Matsalu seals in 1998.

Liik /Species (Ala / Site)	IUPAC No							
	28+31	52	101	118	105	153	138+158+163	180
Hallhüljes / Grey Seal (Saastna)	153	6596	1188	764	-	8008	19668	1502
Hallhüljes / Grey Seal (Keemu)	143	-	899	377	-	2821	2190	260
Hallhüljes / Grey Seal (Keemu)	151	-	1001	1132	-	28104	26545	1293
Viiger / Ringed Seal (Keemu)	65	859	680	664	-	4804	5635	307
Hallhüljes / Grey Seal (Keemu)	-	-	62	10	912	5781	1077	187

Tabel 3. Raskemetallide sisaldused Matsalu hüljeste rasvkoos 1998. a.

Table 3. Heavy metals in Matsalu seals' blubber in 1998.

Liik /Species (Ala / Site)	mg/kg märgkaalu kohta r wet weight				
	Kaadmium, Cd	Vask, Cu	Elavhõbe, Hg	Plü, Pb	Tsink, Zn
Hallhüljes / Grey Seal (Saastna)	0	1,28	<0,02	0,07	1,89
Hallhüljes / Grey Seal (Keemu)	0	0,9	<0,02	0,18	2,38
Hallhüljes / Grey Seal (Keemu)	0,01	1,45	<0,02	0,42	2,16
Viiger / Ringed Seal (Keemu)	0,01	1,38	<0,02	0,23	2,14

Lähtudes püsivate orgaaniliste toksikantide sisaldusest hallhüljestes, aga samuti neis ilmnevatest patoloogilistest muutustest nagu kasvajate esinemisest ja toitumusest on Rootsi uurijad (Blomkvist *et al.*, 1992; Roos *et al.*, 1992) grupeerinud Läänemere hülged viide rühma (tabel 4). Meie poolt analüüsitud hülged võib selle rühmitamise alusel liigitada esimesse kahte rühma, s.t. neisse, kus hüljestel ei esine organismis patoloogilisi muutusi. Eraldi tuleks siiski ära märkida suhteliselt kõrget p,p'DDE sisaldust ühes Keemust leitud hallhülges (tabel 2).

Tabel 4. Püsivate orgaaniliste toksikantide sisaldused (mg/kg lipiidide kohta) Läänemere emastes hallhüljestes (Blomkvist, jt., 1992; Roos, jt., 1992)

Table 4. POPs in female Baltic grey seals (Blomkvist, et. al, 1992; Roos, et.al, 1992).

Vanus, aastaid Age, in years	Arv N	Rasvakiht / Layer of fat, mm		DDT, mg/kg		PCB, mg/kg		Rasva / Lipids, %		Rühm Group
		Keskmine Average	Vahemik Vary	Keskmine Average	Vahemik Vary	Keskmine Average	Vahemik Vary	Keskmine Average	Vahemik Vary	
7-11	3	37	28-45	61	13-110	200	57-280	90	89-91	1
18-20	3	34	17-50	160	130-180	410	200-770	85	73-92	2
30-41	3	33	28-40	190	120-280	540	440-680	84	74-89	3
26-40	4	18	12-25	250	87-460	860	300-1900	80	70-92	4
30-37	5	12	10-20	760	140-1600	2500	930-5300	59	32-80	5

Rühm 1: Ei leitud patoloogilisi muutusi; Pathological changes not found.

Rühm 2: Ei leitud patoloogilisi muutusi; Pathological changes not found.

Rühm 3: Normaalne toitumus, kasvajad, jne.; Normal condition, tumours etc.

Rühm 4: Normaalne toitumus, kasvajad, jne.; Normal condition, tumours etc.

Rühm 5: Alatoitumus, kasvajad, jne.; Poor condition, tumours etc.

Proovide suhteliselt vähene arv ei võimalda meil muidugi teha kaugeleulatuvaid järeldusi ega hinnata usaldusväärselt toksiliste ühendite mõju Matsalu piirkonna hüljestele. Saadud tulemused näitavad siiski, et toksiliste ühendite sisaldused Matsalu hüljestes ei tohiks põhjustada veel patoloogilisi muutusi nende organismis. Iga-suguste halvasti mõjuvate ainete sisalduste suur individuaalne muutlikkus ning viiherhülge arvukuse ootamatu langus viitavad siiski edasiste põhjalikumate uuringute vajadusele. Tuleb rõhutada uuritavate isendite bioloogiliste parameetrite (vanus, pikkus, kaal,

rasvakihi paksus, jne.) kindlakstegemise hädavajalikkust, et suuri rahalisi vahendeid nõudvate keemiliste analüüside tulemuste interpreteerimisel oleks sügavam mõte. Nagu selgus Läänemere, Inglismaa ida- ja kirdeosa ning Kanada St. Lawrence piirkonna hüljeste polüklooritud bifenüülide koostise ja nende sisalduse võrdlemisel (Roots, Zitko, 2002), erineb täiskasvanud ja noorte (juvenilsete) hüljeste polüklooritud bifenüülide isomeeride koostis üksteisest, samas aga ei olene täiskasvanud hallhüljeste isomeeride koostis geograafilisest asukohast. Edasistes uurimustes tuleks eelistada isaseid hülgeid, kuna laktatsiooni käigus kaotavad emased osa kogunenud toksikantidest (Pomeroy *et al.*, 1996).

Kirjandus

- Agrell, C., 1999.** Atmospheric transport of persistent organic pollutants to aquatic ecosystems. Dissertation, Lund University, 27 pp.
- Agrell, C., Larsson, P., Okla, L., Johansson, N., Klavins, M., Roots, O., Zelechowska, A., 2001.** Atmospheric and river input of PCBs, DDTs and HCHs to the Baltic Sea. – A system analysis of the changing Baltic Sea (Eds. Wulff; F., Larsson, P., Rahm, L.), Springer-Verlag. Ecological Studies, 148, pp. 149-175.
- Blomkvist, G., Roos, A., Jensen, S., Bignert, A., Olsson, M., 1992.** Concentrations of sDDT and PCB in seals from Swedish and Scottish waters. – *AMBIO*, 21, 8, pp. 539-546.
- HELCOM, 1996.** Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989-1993. – *Balt. Sea Environ. Proc.* 64B, 47 pp.
- Helsinki Commission, 2003.** The Baltic Marine Environment 1999-2002. – *Balt. Sea Environ. Proc.* 87, 252 pp.
- Jensen, S., Johnels, A., Olsson, M., 1969.** DDT and PCB in Swedish waters. – *Nature*, 224, pp. 247-250.
- Jüssi, I., Jüssi, M., 2000.** Tegevuskava hallhüljeste kaitse korraldamiseks Eestis. Tallinn. 50 lk.
- Larsson, P., Okla, L., 1989.** Atmospheric transport of chlorinated hydrocarbons to Sweden in 1985 compared to 1973. – *Atmos. Envir.*, 23, pp. 1699-1711.
- Lotman, A., 1995.** Hüljeste uppumisest mõrdadesse Matsalu lahes. – Loodusevaatlusi 1994. Tallinn, lk. 77-78.
- Pomeroy, P., Green, N., Hall, A., Walton, M., Jones, K., Harwood, J., 1996.** Congener specific exposure of grey seal (*Halichoerus grypus*) pups to chlorinated biphenyls during lactation. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, pp. 1526-1534.

- Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Persistent Organic Pollutants (and Executive Body decision 1998/1....), 1998.** – ECE/EB. AIR/60. UN Geneva and New York, 193 pp.
- Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Heavy Metals (and Executive Body decision 1998/2....), 1998.** – ECE/EB. AIR/61. UN Geneva and New York, 143 pp.
- Roos, A., Blomkvist, G., Jensen, S., Olsson, M., Bergman, A., Härkönen, T., 1992.** Sample Selection and Preparation Procedures for Analyses of Metals and Organohalogen Compounds in Swedish Seals. – *AMBIO*, 21, 8, pp. 525-528.
- Roots, O., 1992.** Interpreting Observations on the Transport and Wet Deposition of Airborne Pollutants over the Baltic Sea and West-Estonian Island. – *AMBIO*, 21, 4, pp. 321-322.
- Roots, O. 1994.** Levels of toxic organochlorines in seal blubber in the Riga Bay. – *J. Ecol. Chem.*, 3, 1, pp. 35-37.
- Roots, O., 1996a.** Toxic chlororganic compounds in the ecosystem of the Baltic Sea. Ministry of the Environment of Estonia, Environment Information Centre, Tallinn. 144 pp.
- Roots, O., 1996b.** PCBs and chlororganic pesticides, assessment of health risk associated with the consumption of seafood. – *Proc. Estonian Acad. Sci. Ecol.*, 6, ¾, pp. 124-125.
- Roots, O., 1999.** Did natural changes save the grey seal of the Baltic Sea? Hypothesis or reality. – *Toxicological and Environmental Chemistry*, 69, pp. 119 - 131.
- Roots, O., Aps, R., 1993.** PCB and organochlorine pesticides in Baltic herring and sprat. – *Toxicological and Environmental Chemistry*, 37, pp. 195-205.
- Roots, O., Kakum, T., 1998.** Reostuskoormuste võrdlus. Keskkonna-uuringute Keskus, Tallinn, 113 lk.
- Roots, O., Talvari, A., 1997.** Bioaccumulation of toxic chlororganic compounds and their isomers into the organism of Baltic grey seal. – *Chemosphere*, 35, 5, pp. 979-985.
- Roots, O., Talvari, A., 1999.** Bioaccumulation of toxic organic compounds and their isomers into the organism of seals in West-Estonian Archipelago Biosphere Reserve. – *Environmental Monitoring and Assessment*, 54, pp. 301-312.
- Roots, O., Zitko, V., 2002.** Polychlorinated biphenyls patterns in the grey seals (*Halichoerus grypus*). – *Ecological Chemistry*, St. Petersburg, Thesa, 11, 1, pp. 68-71.

TOXIC ORGANIC COMPOUNDS AND HEAVY METALS IN VÄINAMERI SEALS

Ott Roots, Toivo Jürma, Tiit Kakum, Aleksei Lotman,
Mart Simm, Anne Talvari

Summary

Data regarding persistent pollutants from five young seals drowned in Matsalu fishermen's gear during 1998 are presented in tables 1-3. Concentrations appear to be significantly lower than in other parts of the Baltic Sea that is consistent with low concentration of these compounds in Matsalu fish (see Roots et. al in the same publication).

KÕRE TAASASUSTAMINE MATSALU RANNANIITUDELE AASTATEL 1999-2004

Ilona Lepik

SISSEJUHATUS

Kõre ehk juttself-kärnkonn (*Bufo calamita*) oli XX sajandi alguses Eestis väga tavaline kahepaikne, keda võis kohata kõikjal rannikualadel. Tugevalt karjatatud madala taimestikuga rannaniidud oma madalaveeliste ajutiste veekogudega olid talle ideaalseks elupaigaks. Hilisem põllumajanduse tsentraliseerimine ning sellest johtuv majandamise hääbumine ääremaadel, muutsid elutingimused rannaniitudel kõre jaoks aga ebasobivateks. Kõige rohkem mõjutas seda liiki just sigimisveekogude kinnikasvamine vähese karjatamiskoormuse või lausa majandamatuse tagajärjel. Tänapäevaks on kõre Eesti rannaniitudelt peaaegu kadunud.

Andmeid kõre täpsemast levikust Matsalu lahe ümbruses on üsna vähe. Kuna sel ajal olid Matsalu niidud, tõenäoliselt, kõikjal hästi hooldatud, siis võib eeldada kõre üsna laialdast levikut siinsetel aladel. Dokumenteeritult on teada juttself-kärnkonna esinemine Penijõe ja Suitsu jõe vahelisel rannaniidul 1930.-tel aastatel (Sits, 1933). Samas allikas mainitakse kõre esinemiskohana ka Kasari luhta, mis on suhteliselt umbkaudne määratlus, ja Rannamõisa jõe suudmeala. Kohalike elanike mälestuste põhjal oli kõre Saardo rannaniidul ja Rooglaiu kandis levinud veel 1950.-tel aastatel. Penijõe ümbruses kuuldi kõrede häälitsemist viimati 1970.-tel aastatel (Tiit Randla suulised andmed). Kohati võib üksikuid isendeid olla rannaniitudel säilinud praegugi ja väga soodsatel aastatel võib neil ka järglasi olla (näiteks teatati 2001. aastal ühe noore kõre leiust Kiideva lähedalt), kuid elujõulist populatsiooni Matsalu lahe ümbruses enam ei ole. Ainus Matsalu rahvuspargi piires säilinud kõrepopulatsioon elas XX sajandi lõpus Kumarilaiul, kuid sellegi seisund oli 1990.-te aastate keskel lai ja kudemisveekogu kinnikasvamise tõttu muutunud kriitiliseks. Seetõttu alustati seal sigimisveekogu puhastamist: igal aastal niideti lombist maha pilliroogu, järk-järgult eemaldati põhjast muda ning koos sellega

kaevati välja ka pilliroo risoome. Saarelt on tehtud võsatõrjet, et säiliksid kõrele vajalikud rannaniidud. See töö on aidanud kõrede sealsel asurkonnal püsida esialgu stabiilsena, senine iga-aastane sigimine annab lootust kõre arvukuse edaspidiseks tõusuks.

1996. aastal hakati Matsalu looduskaitsealal niitude hoolduse eest toetusi maksma. Karjatamine hakkas rannaniitudel taastuma ja niitude kinnikasvamine pidurdus. 1998. aastal alustati uuringuid kõre taasasustamiseks Matsalu rannaniitudele. Praktiliste töödega – veekogude puhastamisega – alustati 1999. aastal. Abi ja teavet taasasustamiseks on saadud Taani firmalt Amphi Consult ning Suurbritanniast kõre taasasustamisega tegelenud professorilt Trevor Beebeelt. Kõre taasasustamisega alustati Inglismaal juba 1970.-tel aastatel ning kahekümne aasta jooksul taastati seal 20 endist liigi elupaika. Sealsed valdavalt nõmmede ja liivaluidete elupaigad muudeti võsatõrje, veekogude rajamise ja karjatamise taastamisega kõrele taas sobivateks. Neist vaid 6 katset ebaõnnestusid, ülejäänud juhtudel suudeti uus asurkond rajada (Denton, Hitchings, Beebee, Gent, 1997).

Kõre kaitse ja rannaniitudele taasasustamise korraldamiseks Eestis töötati ajavahemikus 2000-2003 välja kindel metoodika, mis on kirjas selle liigi kaitse tegevuskavas (Rannap jt, 2005).

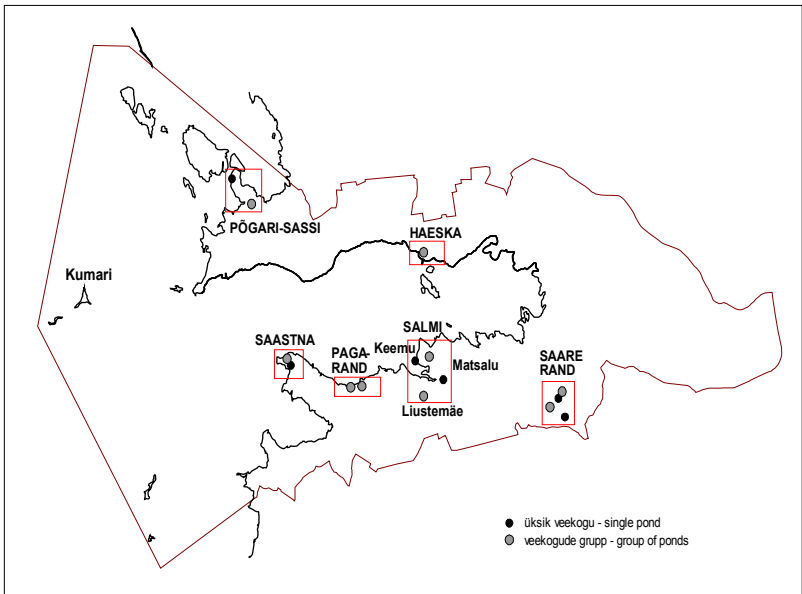
TAASASUSTAMISE KULG JA METOODIKA

Juttself-kärnkonna taasasustamine toimub mitme etapina:

- 1) taasasustusalade valik (ettevalmistav);
- 2) sigimisveekogude puhastamine ja rajamine;
- 3) kudu või kulleste ümberasustamine;
- 4) ümberasustatud isendite ellujäämuse seire;
- 5) metapopulatsiooni kujundamine: toimub kõrede esmase ümberasustamise õnnestumisel, luues tekkivale asurkonnale võimaluse leviku laiendamiseks.

Alade väljavalimiseks uuriti aastatel 1998-1999 kõiki Matsalu piirkonna rannaniite. Uuringute käigus otsiti võimalikke taastamiseks sobivaid veekogusid ja hinnati karjatamise seisundit ning tulevikku konkreetsetes piirkonnas. Taasasustamist otsustati alustada Saastna Pikaninal, Pagarannas Nääririkivide lähedal, Salmi rannaniidul (Liustemäe külatee ääres ning Keemu ja Matsalu külade

maadel), Lihula mere Saare rannas, Haeska rannaniidul (Tuulingu talu lähedal), Põgari-Sassi rannaniidul (Sassi kaelal) (joonis 1). Kõikjal leiti olemasolevaid ja kergesti taastatavaid veekogusid. Mõnel juhul otsustati rajada ka täiesti uusi veekogusid, et sigimiskohad oleksid lähemal talvituspaikadele ega jääks merevee ülejutuse piirkonda.



Joonis 1. Kõre taasasustusalad ning rajatud üksikute veekogude või veekogugruppide asukohad Matsalu rahvusparkis.

Figure 1. Areas of reintroduction on the coastal meadows of Matsalu and the places of the pools or groups of pools inside the areas.

Veekogude rajamine toimus aastatel 1999-2003. Kohaks valiti niisked ja mätlikud alad, millel kasvavat suhteliselt kõrget taimestikku kariloomad meelsasti ei söö (tarnastikud, sinihelmikaga alad jne) ja mis seetõttu kulustuma kipuvad. Buldooseriga lükati kõrvale maapinna pealmine kiht, väljalükatud pinnas laotati lähedusse laiali, võimaluse korral veeti see lausa kaugemale ära. Veekogud tehti umbes poole meetri sügavused ja looduslikest oludest lähtuvalt

erineva suurusega. Ühte piirkonda tehti mitu eri suurusega vee-
kogu, et need oleksid kõrede jaoks sobivad igasuguse veeseisuga
aastatel. Kokku rajati ja taastati Matsalu rannaniitudele 38 veekogu.
Ülevaate nende rajamise ajast ja kohast ning ligikaudsest suurusest
annab tabel 1.

Tabel 1. Matsalu rannaniitudele rajatud kõrelombid.

Table 1. Pools created to coastal meadows of Matsalu.

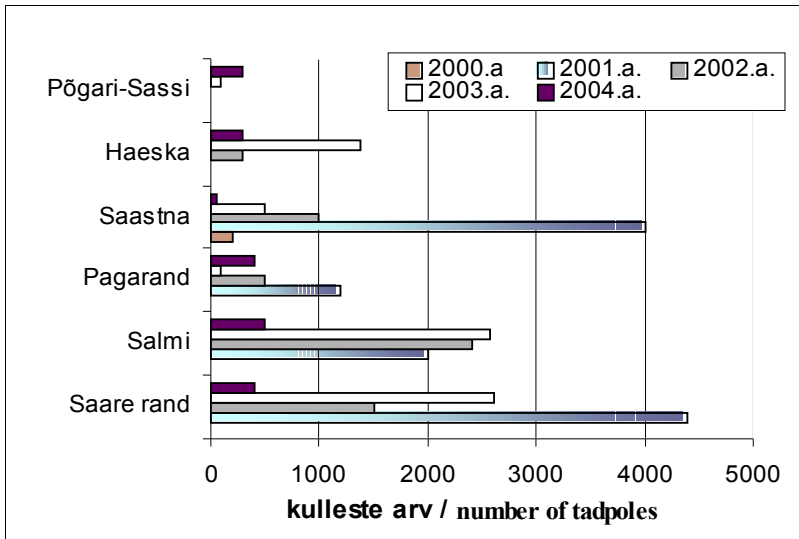
Koht Place		Tiikide arv No of pools	Suurus m ² Area in m ²	Rajamise aasta Years of digging
Pagarand	Merest kaugemal	3	200, 250, 600	2000,2002
	Mere lähedal	1	200	2002
Salmi rand	Liustemäe küla	3	900, 900, 450	2000
	Keemu küla	5	200, 200, 500, 600, 900	2002
	Matsalu küla	1	400	2003
Saastna rand	Pikanina talu lähedal	3	600, 700, 900	1999,2002
	Poolsaare lõunakallas	1	200	2002
Saare rand	Saare mägi	6	100, 300, 500, 500, 900, 900	2000,2002
	Lusti talu lähedal	4	500, 650, 650, 650	2000,2002
	Lodina talu lähedal	1	500	2002
Haeska rand	Tuulingu talu lähedal	4	200, 400, 500, 700	2001,2002
Põgari rand	Sassi ps. kael	5	100, 200, 500, 500, 600	2002,2003
	Sassi ps. tipp	1	600	2003

Rannaniitudele otsustati rajada olemasolevate asurkondade
reservpopulatsioonid eri populatsioonide geene segamata. Nii ko-
peeritaks teise kohta praeguse asurkonna geneetiline unikaalsus.
Lähimad olemasolevad kõrepopulatsioonid asuvad Kumariil ja Vatla
liivakarjääris. Kumari reservpopulatsioon otsustati rajada Saastna
poolsaarele, mujale toodi asustusmaterjal Vatlast. Peamiselt asus-
tati ümber kulleseid, kuna sel juhul on ohustatum elustadium uutes
veekogudes lühem kui kudu kasutamise puhul. Kullest lasti vee-
kogusse lahti kas vabalt või paigutati spetsiaalselt selleks ehitatud
võrkkastidesse. Moonde lõpetanud isendid loeti üle ning lasti lahti
kas sama lombi äärde või mõnda teise sobivasse kohta. Vabalt
veekogusse lastud kulleseid püüti loendada otse veekogus ja ka

kahvaga püüdes; hiljem püüti moondunud isendeid loendada veekogu servas, kuid täpseid arvandmeid saada oli kulleste vabapidamise tingimustes siiski võimatu. Täiskasvanud isendite ellujäämuse kohta sai teavet kolme aasta pärast, kui nad häälitsema hakkasid.

KULLESTE ÜMBERASUSTAMINE JA ELLUJÄÄMUS

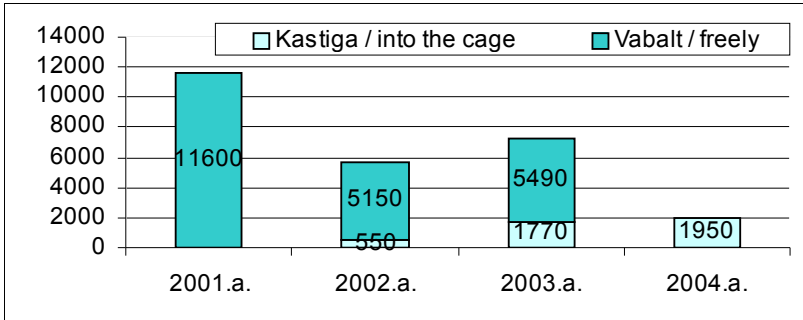
Matsalu rannaniitudele ajavahemikus 2000-2004 asustatud kõrekulleste arvust ülevaate joonis 2. Aastatel 2002. ja 2003. kasutati kulleste üleskasvatamiseks nii võrkkaste kui lasti neid ka vabalt veekogudesse (joonis 3). 2004. aastal otsustati kõik ümberasustatavad kullused kasvatada üles võrkkastides, et vähendada nende suremust ning saada parem ülevaade moondumise edukusest.



Joonis 2. Matsalu rannaniitudele ajavahemikus 2000-2004 ümberasustatud kõrekulleste arv ja koht.

Figure 2. Number of tadpoles introduced to the coastal meadows of Matsalu in six reintroduction sites.

Järgnevalt käsitleksime ümberasustamistööd alade kaupa, et välja tuua sealseid erinevusi. Igal pool tuli ette mitmesuguseid mõõdalaskmisi ja omamoodi õnnestumisi.



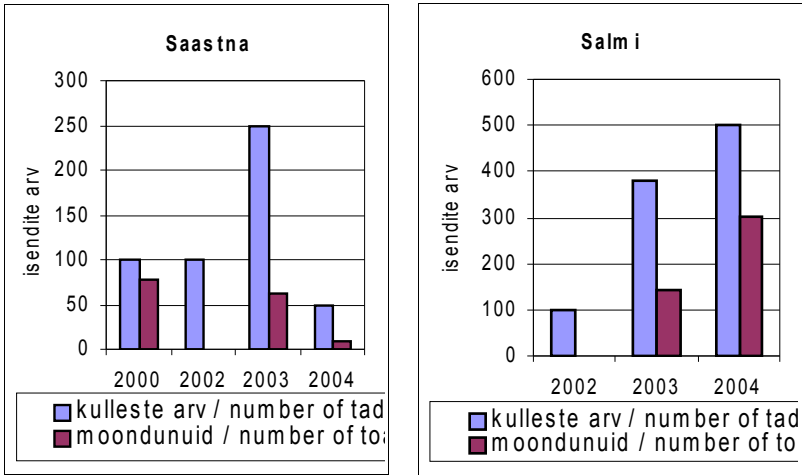
Joonis 3. Vabalt veekogusse ja kastidesse lastud kulleste arv eri aastatel.
Figure 3. Number of tadpoles released into the ponds and placed into the cages in different years.

Saastna

2000. aastal toodi Kumariilult väike jupp kõre kudunööri umbes 200 munaga Saastna Pikaninale. Pärast koorumist hoiti osa (100) kullestest moondumiseni võrkkastis. Vabaduses kasvasid kullused väga hästi ja tundus, et nende suremus oli väike. Juunis juba nähti veekogu kaldal moondunud isendeid. Kastis olnud kulleste areng oli tunduvalt aeglasem ja viimased neist tõsteti kastist välja alles 23. juulil. Kokku moondus kastis olnud kullestest 77 isendit. Et kulleste moondumisest sai täpse ülevaate vaid nende kastis kasvatamisel, on joonisel 4 toodud ära andmed vaid kastidesse paigutatud kulleste moondumise edukusest.

2001. aastal leiti Kumariilt vaid üks kudunöör ja seegi paiknes kohas, kus kudu oleks peagi kuivale jäänud. Et puudus võimalus sealseid kulleseid kohapeal päästa, otsustati enamuse kullestest Saastnasse ära tuua. Saastnas oli kulleste moone edukas, moondunud isendeid oli rohkesti näha Pikanina talu aiamaal ning õuemurul. 2002. aasta oli väga kuiv ja veekogusse kogunes palju kullestest toituvaid röövputukaid. Üksikuid moondunud isendeid siiski nähti. 2003. aastal kuivasid veekogud väga kiiresti ja kastis olnud kullestest jäi osa kuivale. Vabaduses moondunud isendeist

nähti hiljem nelja. 2004. aastal ei toodud Saastnasse taasasustusmaterjali enam oluliselt juurde. Kumarilt toodi sinna 29. juunil veekogu ärakuivavast osast vaid 50 arengus seisma jäänud kullest edasiseks jälgimiseks kasvama. Kulleled paigutati kasti. Hiljem 10 isendit neist siiski moondus, ülejäänud hukkusid. Siit võib järeldada, et kängu jäänud kulleled ei pruugi enam isegi parematesse tingimustesse saanuna kuigi edukalt moonduda.



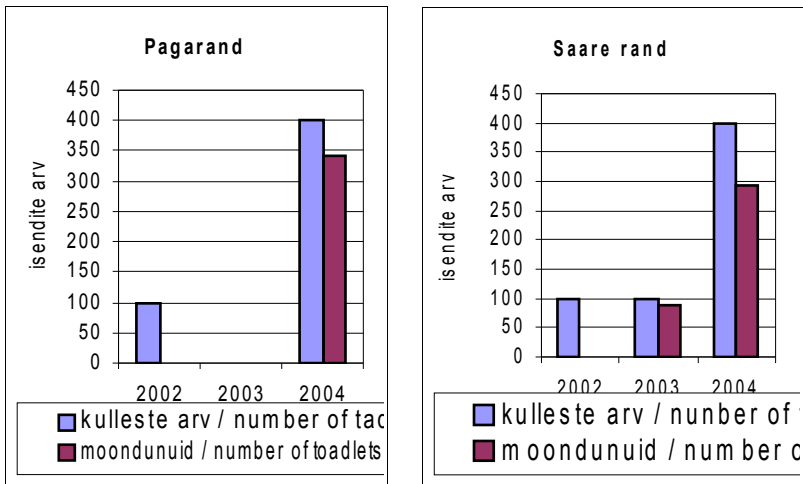
Joonis 4. Kastidesse paigutatud kulleste moondumisedukus Saastna ja Salmi rannaniitudel.

Figure 4. Success of metamorphosis of tadpoles of natterjack toad in cages at Saastna and Salmi coastal meadows.

Salmi rannaniit

2001. aastal lasti kõik kulleled veekogudesse vabalt. Ümberasustatud kulleste ellujäämusest puuduvad seetõttu ka andmed. Kahjuks ei olnud 2004. aastal neis piirkondades ka kõrede häälitsemist kuulda. Nii võib arvata, et liiga avatud veekogus puudus kullestel võimalus edukalt moonduda. Moonde viimasel etapil, kui kulleled veekogu servas peaaegu liikumatult püsivad, on nad lindudele liiga hästi kättesaadavad ning varjumisvõimaluste puudumise tõttu võidi nad ära süüa. 2002. aastal paigutati osa kulleseid kasti-

desse, osa aga lasti vabalt veekogudesse (joonis 3). Palju kulleseid asustati Liustemäe suurematesse ja sügavamatesse, spetsiaalselt taasasustamiseks rajatud veekogudesse. Seal olnud võrkkastis kulleseid ei moondunud, kuna kasti oli lennanud ujur ja enamus kulleseid oli surnud. Üksikud ellujäänud lasti veekogusse. Vaatluste põhjal võib järeldada, et ka vabaduses olnud kulleste moone ei olnud vähese vee tõttu kuigi edukas. 2003. aastal nähti vabaduses moondunud isendeid Liustemäe lompide ümbruses. Kastis olnud kullestest moondus suhteliselt väike osa, sedagi peamiselt Keemu ja Matsalu küla poolsetes lompides (joonis 4). 2004. a. oli kulleste moondumise edukus siinse rannaniidu erinevates veekogudes üsna erinev. Liustemäel olevad suured veekogud osutusid liiga jahedateks. Seal moondusid kulleseid aeglaselt ning moonde edukus oli vaid 34%. Osa kulleseid söödi ära kastis käinud linnu poolt. Sama niidu Matsalu küla poolses veekogus oli moondumine tunduvalt edukam – 83%, Keemu küla aluses lombis 76%. Viies kastis moondus kokku 304 kullest (joonis 4). Sama aasta sügisel nägi Tuule talu perenaine kahte noort isendit oma aiamaal.



Joonis 5. Võrkkastides kasvatatud kulleste ja moondunud isendite arv eri aastatel Pagarannas ja Saare rannas.

Figure 5. Success of metamorphosis of tadpoles of natterjack toad in cages at Pagaranna and Saare ranna coastal meadows.

Pagarand

2001. aastal kõrekulleste moone siinsetes avatud veekogudes ei õnnestunud. 2002. aasta põua tõttu kuivasid lombid liiga kiiresti ja kastis olnud kulleled lasti vabaks hoopis Liustemäe lompi. 2003. aastal oli veekogusse pandud kastis auk ning kulleled pääsesid välja ja söödi ära. Edukalt toimus kulleste areng ja moone Pagarannas esimest korda alles 2004. aastal. Sealsetes kastides olid kulleled hästi kiire arenguga ning moondunud isendid olid suuremad kui mujal. Seal oli ka üldse kõige rohkem moondunud isendeid – 343 (joonis 5). Moondumise edukus oli 86%. Taasasustamiseks tehtud veekogud on Pagarannas väikesemad kui mujal ja märjal aastal osutusid just need kõige paremateks. Samas ei kohatud veekogude ümbruses hiljem ühtegi noort kõret.

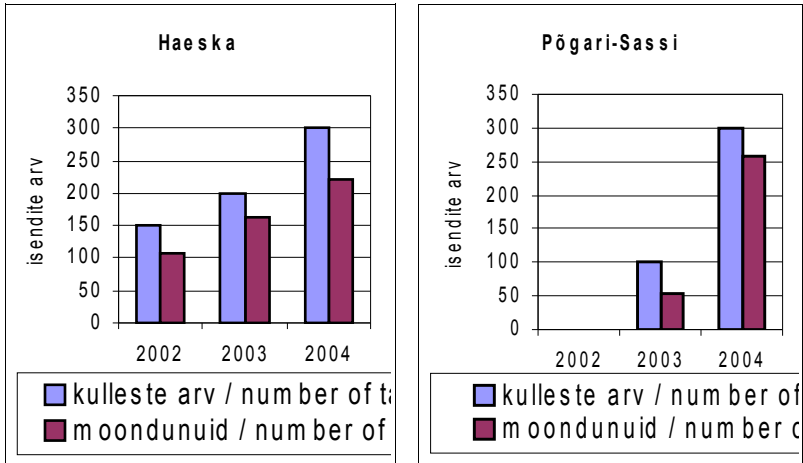
Saare rand

Saare ranna taasasustusala võib jagada kaheks eri piirkonnaks: Saare mäeks ning Lusti talu läheduses olevaks alaks. 2001. aastal ei õnnestunud vabalt veekogudesse lastud kullestel edukalt moonduda, sest veekogud olid alles kaevatud ning seal puudus varju pakkuv taimestik. 2002. aasta kevad-suvi oli kahepaiksete jaoks väga ebasoodne, sest püsis pidev pöud ning kõik veekogud kuivasid kiiresti. Juba kulleste ümberasustamise ajaks olid mõned kõrelombid kuivanud. 2003. aastal õnnestus moone kastides väga hästi ja ka vabalt veekogudesse lastud kulleled moondusid hästi – noori kõresid nähti veekogude ümbruses. 2004. aastal oli kummalgi alal kulleleid kasvamas erinevates veekogudes kahes kastis. Kokku moondus neis 294 kõrekullest (joonis 5). Saare mäel oli moondumine üsna edukas – 79% (sealjuures ühes kastis koguni 95%), Lusti talu läheduses oli edukus 67%. Ühte noort isendit nähti septembris Saare kõrtsi asemel kivi all, mis sobib kõrele hästi talvituskohaks.

Haeska rannaniit

Haeska rannaniidule asustati kulleleid esimest korda 2002. aastal. Sel erakordselt kuival aastal moondusidki kastis kasvavad kulleled edukalt vaid siin (joonis 6). Ka 2003. ja 2004. aastal moondusid siinsetes kõrelompides võrkkastides kasvavad kulleled edukalt, kuid veekogude ümbruses neid hiljem ei nähtud. 2004. aastal olid kõik kolm kasti ühes suures veekogus. Moondunud isendid olid väga väikesed, ilmselt jäi jahedas vees nende kasvatamiseks toitu väheseks. Kõige hiljem moondunud kõred olid veidi

suuremad, kuna konkurents toidule oli siis väiksem. Moondumise edukus oli 74%, kokku läks tiigist välja 222 väikest kõret (joonis 6). Sel sügisel nägi Tuulingu talu peremees ühte noort isendit talu läheduses.



Joonis 6. Võrkkastides kasvatatud kulleste ja moondunud isendite arv eri aastatel Haeska ja Põgari-Sassi rannaniidul.

Figure 5. Success of metamorphosis of tadpoles of natterjack toad in cages at Haeska and Põgari-Sassi coastal meadows.

Põgari-Sassi rannaniit

Taasasustamist sealse rannaniidu põhiliselt Sassi poolsaarele jäävatesse veekogudesse alustati 2003. aastal. Siin on kulleseid kasvatatud vaid kastides. 2003. aastal moondus ühte kasti pandud kullestest edukalt vaid veidi üle poole (joonis 6), 2004. aastal moondus aga 257 kõret, mis oli 86% sinna viidud kullestest. Kastid olid kahes eri sügavusega veekogus. Madalamas veekogus olnud kasti oli moondumise protsent kõrgem (93%), mis jällegi näitab, et kõre kullestele sobivad eelkõige väiksemad ja soojema veega veekogud. 2004. aasta suve lõpus nähti noort kõret taasasustuskoha lähedal teel.

TAASASUSTAMISE TULEMUSED JA JÄRELDUSED

Kuigi kõrekulleste asustamist Matsalu rannaniitudele on läbi viidud juba viiel aastal, ei saa tulemusi veel kuigivõrd headeks lugeda. Edukaks võib pidada esialgu vaid Saastnas toimunud taasasustamist, kus kolmandal aastal pärast esimeste kulleste tiiki laskmist, ehk 2003. aastal, tulid kõred veekogusse häälitsema, kuid veel ei kudenud. 2004. aastal leiti lombist juba 4 kudunööri ja ka kulleled moonduisid edukalt. Mujal osutus taasasustamine palju keerukamaks ning probleemsemaks kui esialgu arvata osati. Probleemid võib jagada subjektiivseteks ehk kogemuste puudumisest tulenevateks ning objektiivseteks ehk looduslikest protsessidest ning juhustest tulenevateks.

Kõre taasasustamist sellistele madalatele ja rohurikastele rannaniitudele pole kusagil varem tehtud ning ainsad kogemused kõre edukast kaitsest rannaniitudel pärinevad Taanist, kus veekogude rajamine koos rannaniitude karjatamisega on aidanud sealset väljasurevaid populatsioone päästa (Briggs, 2005). Suurbritannias on kõret edukalt taasasustatud liivaluidetele ja nõmmedele. Eesti rannaniitude puhul aga selgus, et rajatud veekogud ei sobi kõre jaoks kohe pärast kaevamist. Enne peab sinna kujunema sobiv taimestik, mis pakuks moondel olevatele kullestele varjumisvõimalusi. Seda tõendavad ka tööd Manilaiul, kus säilinud kõreasurkonna elutingimuste parandamiseks rajatud uutesse veekogudesse tulid loomad kudema alles kolme aasta pärast (Riinu Rannapi suulised andmed). Avatud rannaniitudele rajatud täiesti taimestikuta veekogudesse toodud kulleled saavad arvatavasti lindude toiduks. Saastnas oli taasasustamisveekogu sellises kohas, kus linnud ei käinud ja nii õnnestus seal kulleste moone kohe esimesel aastal. Muudel rannaniitudel täheldati 2003. aastal vabalt veekogudesse lastud kulleste edukat moonet just nendes tiikides, kus oli juba kujunenud sobiv madal taimestik. Saastnas oli soodsaks faktoriks ka talumajapidamise lähedus veekogule. Just maja ümbruses, kasvuhuones ning maasikapeenras, leidsid moonunud isendid kiiresti sobivaid varjumis- ja talvituskohti. Objektiivseteks faktoriteks, mis taasasustamise ebaedu põhjustasid, võiks pidada 2002. aasta erakordset kuivust ja mingil määral ka röövputukate-poolset kulleste aktiivset ründamist kastides.

Loomulikult sõltub ümberasustatud kõrede ellujäämus mitte ainult sigimisveekogu sobivusest vaid ka moonde läbi teinud isendite edukast talvitumisest. Kõre taasasustamine võib kohati ebaõnnestuda, sest kogu maastikumuster erineb tänapäeval tunduvalt eelmise sajandi esimese poole omast. Rannaniitudega piirnevate endiste põllu- ja heinamaade asemel on tihti võsastikud ning kulustunud alad. Kohati on ka rannaniitude taimestik liiga kõrge. Sellised alad võivad osutada kõrele suureks takistuseks teel sigimispaikadest talvituspaikadesse. Taasasustusalasid valides püüti küll arvestada ka sellega, et veekogude läheduses oleks kõrgemaid ja kuivemaid alasid, mis potentsiaalselt sobiksid kõrele talvitumiseks, kuid tegelikkuses ei pruugi need siiski head olla. Pealegi selgub talvitumiste edukus alles kolmandal aastal, mil edukalt toime tulnud kõred naasevad veekogudesse sigima ning neid saab näha ja kuulda.

Kõre taasasustamistööde käigus tuli nii mõndagi õppida oma õnnestumistest ning vigadest. Tundub siiski, et valitud meetoodika on õige. Veekogude rajamine rannaniitudele tagab normaalsel aastal piisava veehulga kulleste edukaks moondeks. Kulleste kasvatamisel võrkkastides on nende ellujäämus tunduvalt suurem kui vabaduses ja nii saab ka parema ülevaate moonandumise edukusest. Olgugi, et võrkkastide piiratud arv ei võimalda ümber asustada ühel aastal suuri kulleste koguseid ning võrkkastides kasvatamise senised kogemused näitavad selle meetoodika mõningaid muidki puudujääke (kulleste aeglane areng, konkurentsist tulenev väike kasv moonandumise ajal, suur töömaht kastide jälgimisel, veepuutukate rünnakud jne), tuleb seda jätkata. Täpsed andmed moonandumise edukusest ja hilisem sigivate isendite seire võimaldab hinnata noorloomade ellujäämust täiskasvanuks saamiseni. Need andmed võivad anda edasiseks tööks väärtuslikku informatsiooni.

Praegu võib taasasustatud kõrede häälitsemist kuulda juba Saastnas. Arvestades seda, et Haeskas moonduisid kõred edukalt esmakordselt 2002. aastal, võib nende esmakordset häälitsema hakkamist oodata seal 2005. aasta kevadel. Põgari-Sassi niidul, Salmis ja Saare rannas oli moone edukas esmakordselt 2003. aastal. Seega on seal kõrede häälitsemist oodata 2006. aasta kevadel. Pagarannas aga võiks alles 2007. aastal esimesi kõresid häälitsemas kuulda. Taasasustamine jätkub.

Kirjandus

- Briggs, L. 2005.** Restoration of breeding sites for threatened toads on coastal meadows. Coastal meadow management, pp. 34-43.
- Denton, J. S., Hitchings, S. P., Beebee, T. J. C., Gent, A., 1997.** A Recovery Program for the Natterjack Toad (*Bufo calamita*) in Britain. – Conservation Biology 11, No 6, Dec, pp. 1329-1337.
- Rannap, R., Briggs, L., Lepik, I., Pappel, P. 2005.** Tegevuskava kõre (*Bufo calamita*) kaitseks Eestis (käsikiri)
- Sits, E. 1933.** Mõningaid märkmeid jutttselg-kärnkonnast. – Eesti Loodus 3, lk. 62-64.

REINTRODUCTION OF NATTERJACK TOAD TO COASTAL MEADOWS OF MATSALU NATIONAL PARK

Ilona Lepik

Summary

The Natterjack Toad (*Bufo calamita*) was a common species on coastal meadows of Estonia in the first half of XX century. Well-grazed coastal meadows with short grass and shallow temporary pools were perfect habitats for this species. Main reason of the decline of natterjack toad in Estonia was the overgrowth of coastal meadows due to the lack of management. The greatest influence had the overgrowth of suitable breeding pools.

Written data about the historical distribution of natterjack toad in Matsalu area are only from some places. Still it is quite possible, that the species used to be widespread on the meadows around Matsalu Bay in 1930-ies. On Kumari Islet exists nowadays the only population of natterjack toads in Matsalu National Park. Thanks to habitat restoration, that started in the middle of 1990-s, the decline of this population has stopped.

Experiences of the recovery programs of natterjack toad in Great Britain and Denmark have shown good results, if new breeding pools were created and grazing restarted. Contacts with Danish and British experts have helped to work out the plan of reintroduction of natterjack toad to the coastal meadows in Estonia. Thanks to the grazing compensations that have been paid for farmers since 1996, number of livestock on coastal meadows of Matsalu NP started to increase. Studies on the possibilities of reintroduction of natterjack toad to Matsalu coastal meadows started in 1998. First of all 6 suitable reintroduction areas were chosen, then the restoration of breeding pools started (Fig. 1, Table 1). Translocation of tadpoles to the pools on coastal meadows from closest populations in Vatla sandpit and Kumari Islet has been carried out since 2000 (Fig. 2). Experiences from years 2001 and 2002 showed high mortality and hence the need of usage of cages for tadpole rearing. Metamorphosed specimen were taken out and released near ponds. Rearing tadpoles in cages enable better survival of the tadpoles and documentation of the survival rate. In 2004 all tadpoles were reared in the cages. See Figures 3, 4, 5 and 6.

The reintroduction cannot be called successful yet. Only in Saastna peninsula, where the reintroduction started most early (2000), the adult toads came back three years later (2003) and next year (2004) first four egg-strings could be found in the pool. Also the metamorphosis of those tadpoles was successful. At the other reintroduction sites in 2001 tadpoles were eaten probably by the birds during the metamorphosis due to the lack of hiding places in the pools. In 2002 the reason of bad success was mainly extremely dry summer, when almost all the pools dried up too fast. First successful year in most of the sites was 2003. First feedback from that can be expected in 2006. Translocation of the tadpoles must continue until the specimen start to breed in new areas.

MATSALU RAHVUSPARGI VÄIKEVEEKOGUDE SUURSELGROOTUD

Henn Timm

SISSEJUHATUS

Suured, läbimõõduga üle 0,5 mm selgrootud põhjaloomad on väikeveekogude ökosüsteemi üks oluline osa. Enamik väikeveekogudest on madalad ja/või ajutised. Madalas vees ei teki hapniku puudust, nagu näiteks sügavate järvede keskel, nii et kogu põhi kõlbab elamiseks. Loomulikult ei kõlba ajutised veekogud niisugustele selgrootuliikidele, kes vajavad voolavat vett või aastaringelt püsivat veetaset.

Ajutiste vete elustiku määrab eelkõige see, kui kaua püsib neis vesi, kui sageli see kaob ning kas kuivamine toimub regulaarselt või mitte (Williams, 1997). Maailma eri osade ajutistes veekogudes on samad seaduspärad:

■ Domineerivad teod, pisivähid, vesilestad, kiillised, surusääsklased, lutikalised ja mardikalised. Ajutistes vetes võib leida liike, keda mujal ei esine või kes on mujal vähearvukad. Tihti võib selles elupaigas kohata läbisegi vee- ja maismaaliike (Nicolet *et al.*, 2004). Ajutiste tingimustega hakkama saamiseks on kolm põhilist käitumisviisi: vastupidavus kuivamisele, eluviisi muutus või migratsioon.

■ Väikeste veeloomade jaoks on oluline, kas veekogus leidub selgrootutest toituvaid kalu. Selles mõttes on pikikesed, ajutised või suurematest vetest isoleeritud veekogud neile elupaigaks üsna sobivad, sest kalad ei pruugi neisse üldse jõudagi. Küll aga sobivad madalad väikeveekogud selgrootutest toituvatele vee- ja rannikuliikidele.

Väikeveekogusid (järved ja väiksemad seisuveed pindalaga alla 1 ha, vooluveed valgalaga alla 10 km²) on suurtega võrreldes kogu maailmas vähe uuritud, ehkki väikeste alaliste või ajutiste veekogude arv ületab enamasti mitmekordselt suuremate püsivate veekogude arvu. Näiteks Eesti rabalaugaste arv on ligikaudu 20000, ühest hektarist suuremaid järvi aga erinevatel lähtetingimustel 1000-

1500, nendegi hulka on arvatud suuremad laukad ning mitmed ajutised veekogud (Mäemets, 1977). Eesti vooluvetest, millel on nimi ja number, kuulub esimesse või teise Strahleri järku, seega suviti tervenisti ära kuivada võivate veekogude hulka 1370 ehk umbes 78% (Eesti NSV..., 1986; Timm, 2001a). Väikeste nimetute ojade ja kraavide hulk on veel mitu korda suurem (Loopmann, 1979).

Eestis ei kuulu väikeveekogud enamasti seiratavate veekogude hulka, sest nad ei moodusta üleriikliku tähendusega veevaru, ei paku kalasaaki ega oma suuremat tähtsust puhkeveekogudena. Seetõttu pole neid ka enamasti komplekselt hüdrobioloogiliselt uuritud (erandiks mõned ajutised järved ja rabalaukad). Ka puudub nende suurselgrootute osas nii süstemaatiline ülevaade taksonitest kui ka elupaikadest, rääkimata tüpoloogias. Autor on teinud lühikesi uurimisi rabalaugastel (1997), poldriveekogudel (1998, 1999), allikatel (1999) ja tiikidel (2001b, c).

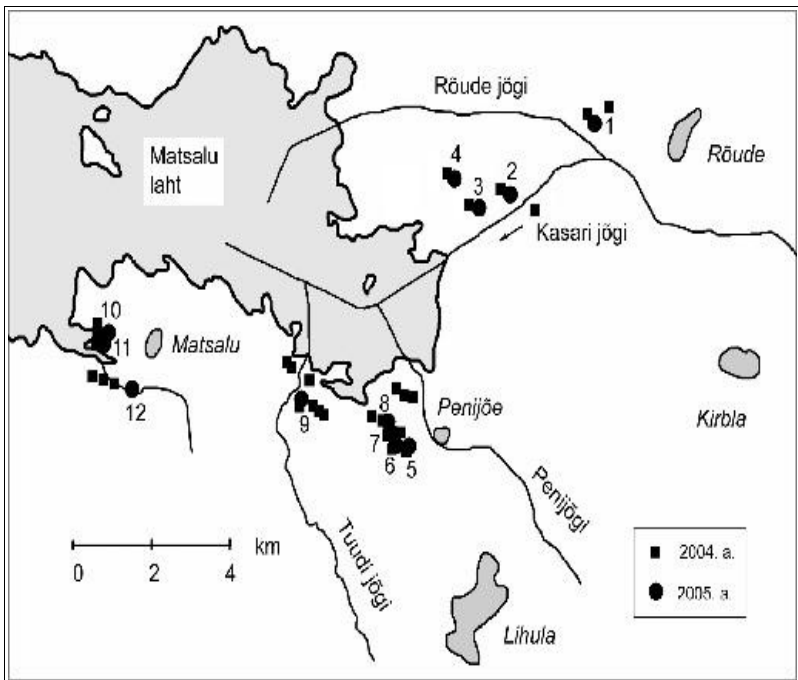
2004. a. koguti Matsalu luhtade ja rannaniitude ajutistest vetest esialgse ülevaate saamiseks 29 selgrootute proovi, 2005. a. jätkus uurimine 12 väikeveekogus. Peale taksonoomilise mitmekesisuse püüti 2005. a. mõnes kohas hinnata ka loomade arvukust ning veekogu keskkonnaseisundit, kasutades selle juures Eesti jõgedel ja järvedel pruugitavat standardmetoodikat.

MATERJAL JA METOODIKA

Uurimisala

2004. a. 30. juunist kuni 7. juulini koguti EPMÜ professori Mari Ivaski poolt Matsalu niitudel asuvatest veelompidest 29 sealse elustiku kvalitatīvset proovi 29 erinevast kohast (Grant 6005), 2005. a. 4. ja 5. juunil võttis artikli autor siit 12 proovi 12 kohast (joonis 1). Piirkonniti koguti 2004. a. Rõude luhalt 2 ja 2005. a. 1, Kloostri luhalt vastavalt 4 ja 3, Penijõe piirkonnast 9 ja 4, Suitsu luhalt 7 ja 1 ning Salmi ümbrusest 7 ja 3 proovi erinevast kohast. Võrreldes 2004. aastaga oli veetase 2005. a. oluliselt madalam, nii et paljud veekogud olid pindalalt kahanenud või hoopis kadunud (M. Ivaski andmed). 2004. a. proovidest oli osa aga just kõrge veetaseme tõttu ebaselge tüpo-loogilise kuuluvusega, sest juulis alanud üleujutus ühendas lombid ühtlaseks veekoguks. 2005. aasta proovikohad jagunesid tüüpide järgi järgmiselt: luhalombid (1, 2, 4, 8, 9), kraavid

(12) ja vanad sonnid (3, 7), kaevatud tiigid (5, 10), Penijõe Le Lõpe heinamaale rajatud poldri serva jääv veekogu (6) meenutab oma päritolult ja väljanägemiselt samuti kõige enam tiiki (edaspidi nimetatakse seda kohta Lõpe tiiki) ja rannalombid (11) (joonis 1). Lualompides oli uuritavaks elupaigaks mudane rohukamar, kraavides ja tiikides taimestikuserv (valdavalt tarn), rannalombis mudane liiv hõreda pillirooga. Lompideks loeti väikesi looduslikke süvendeid rohu-kamaras, mis on enamasti veega täidetud, kuid kuivavad ära pikema kuivaperioodi jooksul. Tiikidena vaadeldi kunstlikult kaevatud väikeveekogusid, neist Rannametsa tiik (5) on kaevatud allika-toitelisele kraavile umbes 35 aastat tagasi; poldrivali servas olev tiigilaadne moodustus on ühenduses vanade jõesootidega ning selle vanus küünib ligi 50 aastale; Salmi tiigi vanus on kuni 5 aastat.



Joonis 1. Uurimisala. Nummerdatud on ainult 2005. a. proovikohad.
Figure 1. Study area. Only the sites of 2005 are numerated.

Materjal ja meetodid

Proovide võtmisel kasutati kahte strateegiat: puhtkvalitatiivsed lihtproovid (2004. a. kõik proovid ja 2005. a. kohtadest 1, 2, 4, 5, 7, 8, 9, 10) ning liitproovid, kus peale kvalitatiivse proovi võeti ka poolkvantitatiivne proov (2005. a. 3, 6, 11, 12). Vee-elustikku koguti 2004. a. väikese kahvaga, 2005. a. kasutati mõlema strateegia puhul nelinurkset standardkahva (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm, varre pikkus 1 m) (European..., 1994).

Lihtproovide puhul oli tegemist kahvatõmmetega selgrootute kõikvõimalikest tõenäolistest asukohtadest veekogus, kokku umbes 10 minuti jooksul. Kahva sattunud loomad nopiti välja kohapeal ning fikseeriti piirituses; määrati laboris.

Liitproov koosnes samasugusest kvalitatiivsest proovist ning sellele lisaks võetud 5 juhuslikult paigutatud jala- või (pehme põhja korral) tõmbeproovist (Johnson, 1999, Medin *et al.*, 2001). Jala- proov seisneb põhjasette segamises jalaga vertikaalselt asetatud kahva ees ning järgnevas järsus kahvatõmbes madalal segatud ala kohal. Soiste kallastega veekogudes, kus jalaproove võtta ei saanud, asendati need vertikaalsete kahvatõmmetega õõtsikservalt, püüdes katta samasugust pindala nagu jalaproovide puhul. Proovivõtu sügavuseks loeti sellistel juhtudel 0,3 m. Iga üksikproovi pindalaks loeti 1 m pikkune ja kahva laiune osa põhjast või taimestikuservast (0,25 m²). Kahva sattunud materjal fikseeriti piirituses; loomad nopiti välja ning määrati laboris. Viiele sarnasele proovile lisaks võetud kvalitatiivne proov oli samasugune kui esimese strateegia puhul ning hõlmas nii proovialale tüüpilisi kui ka ülejäänud elupaiku, kui neid oli.

Sellistest proovidest saadud arvukusi ei tule siinjuul käsitleda absoluutse asustustihedusena, sest jala- või tõmbeproov ei hõlma kogu settekihti või veealust taimekihti ning tulemus on kindlasti väiksem kui näiteks põhjaammutiproovis. Seepärast nimetati neid ühesuguse pindalaga proove poolkvantitatiivseteks. Kahvaproovi eeliseks on aga hea ujumisvõimega ning taimedel paiknevate loomade parem tabamine ammutiproovidega võrreldes.

Kogumismeetodi valik sõltus enamasti veetasemest: 2004. a. olid luhad juba juulis valdavalt üle ujutatud ning kindlapiiriliste väikeveekogude eristamine oli raskendatud. 2005. a. olid mitmed vaadeldavad veekogud aga nii väikese pindalaga või pooleldi kuivanud, et neist ei olnud mõistlik liitproovi võtta.

Väikeveekogude bioloogilist kvaliteeti iseloomustati mõnede tunnuste järgi, mida kasutatakse Eesti jõgede ja järvede madalaveeliste osade hindamisel (Timm, 2003). Et 2004. a. segas esinduslike proovide kogumist kõrge veetase, siis piirduiti sel aastal ainult taksonite määramisega. Erinevus veetasemes ei võimaldanud taksonite arvu eri aastate vahel ka samade piirkondade vahel adekvaatselt võrrelda, isegi mitte siis, kui osa proovikohti langes enam-vähem kokku. 2005. a. proovidele arvatuti keskmise isendite arv ruutmeetril (arvukus), taksonite üldarv koos kvalitatiivse prooviga (taksonirikkus), Shannoni erisusindeks H (Johnson, 1999), ASPT-indeks (Armitage *et al.*, 1983) ning EPT-indeks ehk ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmeistiivaliste (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera*) taksonite arv proovis (Lenat, 1988).

Tabel 1. Uuritavate veekogude tüpoloogia. R - väga hea seisund, RG - väga hea ja hea seisundi piir, GM – hea ja keskmise seisundi piir, MB – keskmise ja halva seisundi piir. EPT – *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* liikide arv; ASPT – *Average Score Per Taxon*. Tabelis toodud kvaliteediklasside vahelised piirnumbrid jäävad kõrgema kvaliteediga klassi poolele.

Table 1. Typology of small waterbodies investigated in Matsalu. R - high quality, RG - the border between high and good quality, GM – the border between good and moderate quality, MB – the border between moderate and bad quality. EPT – the number of *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and *Trichoptera* species; ASPT – *Average Score Per Taxon*. The given border values indicate the lowest limits of the higher quality classes. N - the number of reference samples.

Tunnus	Pindala ja järvetüüp	Substraat	R	RG	GM	MB	Proovide hulk
Variable	Lake type	Substrate		(R*85%)	(R*70%)	(R*55%)	N
Shannoni erisus	väike kalgiveeline	õõtsikserv	3,1	2,6	2,2	1,7	8
Shannon diversity	small hardwater	plant roots					
Shannoni erisus	soolatoiteline	liiv/kiivid	2,4	2	1,7	1,4	7
Shannon diversity	halotrophic	sand/stones					
Taksonirikkus	väike kalgiveeline	õõtsikserv	37	31,5	25,9	20,4	8
Taxa richness	small hardwater	plant roots					
Taksonirikkus	soolatoiteline	liiv/kiivid	25	21,3	17,5	13,8	7
Taxa richness	halotrophic	sand/stones					
EPT	väike kalgiveeline	õõtsikserv	7	6,0	4,9	3,9	17
EPT richness	small hardwater	plant roots					
EPT	soolatoiteline	liiv/kiivid	4	3,4	2,8	2,2	7
EPT richness	halotrophic	sand/stones					
ASPT	väike kalgiveeline ja soolatoiteline	kõik substraadid	5,2	4,4	3,6	3,1	28
ASPT	small hardwater and halotrophic	all types					

Taksonirikkus, Shannoni erisusindeks H, ASPT ja EPT on eeldatavasti võrdelised veekogu kvaliteediga. Arvukust ning taksonierisust hinnati ainult viie jala- või tõmbeproovi alusel, muude keskkonnaindeksite ning taksonirikkuse puhul arvestati ka kvalitatiivseid proove.

Saadud indeksi väärtusi võrreldi esialgsete Eesti väikejärvede madalaveeliste osade tarvis rakendatavate kvaliteedipiiridega, kasutades Veepoliitika Raamdirektiivi tõlgendamisjuhust (Timm, 2003; Wallin *et al.*, 2003; tabel 1). Tüpoloogiliselt loeti seejuures Salmi lomp soolatoiteliseks järveks, muud kohad väikesteks kalgiveelisteks õõtsikservaga järvedeks (tabel 1).

Arvukust ja Shannoni erisust sai mõõta vaid neljas kohas, kust olid võetud liitproovid. Loomade asustustiheduse hindamiseks kasutati võrdluseks vastavaid väärtuseid Rootsi väikejärvede madalaveeliste, enamasti kiviste osade kohta skaalas: väga kõrge >1000, kõrge 700-1000, keskmine 300-700, madal 150-300, väga madal <150 isendit/m² (Medin *et al.*, 2001).

Et töös käsitletud proovid võeti tiheda tarnastiku servalt (kolmel juhul) või riimveelise lombi liivaselt põhjalt (Salmi lomp), siis pole kindel, kui hästi on võimalik Rootsi väikejärvede hindamiseks kasutatavaid arvukuse piirmäärasid Eesti väikeveekogude puhul kasutada. Väikeveekogu seisundi või kvaliteedi hindamiseks on arvukust lihtsalt liiga kergesti varieeruv tunnus ning vastavaid piire pole hetkel teada. Ka ei pruugi arvukuse muutus olla bioloogilise kvaliteediga võrdeline.

Proovides olnud loomad määrati stereomikroskoobi all võimalust mõõda liigini, kasutades suurendusi 4 - 50 korda. Liigini jäid määramata surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab enamasti suuremat suurendust ja aeganõudvaid eritehnikaid. Kasutatud määrajate loetelu asub viidatud kirjanduse nimestiku lõpus.

TULEMUSED

2004. ja 2005. aastal tabati Matsalu väikeveekogudest selgrootuid kokku vähemalt 100 taksonist (2004. a. 29 kohast 51 ning 2005. a. 12 kohast 77), neist vaid 30 olid ühised mõlemal aastal. Taksonite täpne number on ebakindel selles mõttes, et alati polnud võimalik kindlaks teha, kas sugukonnani või perekonnani määratud takson kuulus mingisse teise samades proovides esinevasse

kindlalt määratud liiki või mitte. 2005. aasta proovivõtude arvilised tulemused on ära toodud tabelis 2, kahel aastal tabatud taksonite nimekirja ja nende esinemine kummalgi aastal on esitatud tabelis 3.

Tabel 2. Uuritud veekogusid iseloomustavad tunnused suurselgrootute põhjal. Sulgudes on taksonite üldarv ja EPT taksonite arv liitproovide kvalitatiivsetes proovides, mis on võrreldav harilike kvalitatiivsete proovidega.

Table 2. The variables of macroinvertebrates in the studied sites. In brackets - taxa richness and EPT richness of the qualitative parts of semi-quantitative samples; they are comparable with the single qualitative samples

Tunnus/veekogu	Kvalitatiivsed proovid qualitative samples								Liitproovid semi-quantitative samples			
	Rõude	Kloostri 1	Kloostri 2	Ranna- Saare metsa	Saare soon	Saare mäe lomp	Suitsu tiik	Salmi tiik	Kummi- soon	Salmi Lõpe tiik	Salmi lomp	Salmi kraav
Arvukus (is./m ²)	-	-	-	-	-	-	-	-	723	1438	457	678
Shannoni erisus	-	-	-	-	-	-	-	-	1,29	2,33	1,88	1,65
Taksonite arv												
proovis	20	13	14	19	18	17	14	20	25 (18)	36 (21)	26 (16)	28 (21)
ASPT indeks	3,9	5,86	4,71	4,75	4,45	4,92	4,11	4,82	4	4,87	4,42	4,38
EPT indeks	1	2	1	1	2	3	1	3	1 (1)	4 (3)	1 (0)	4 (4)

Lõpe tiigis oli loomastiku **arvukus** Rootsi kriteeriumide kohaselt väga kõrge, Kummisoones kõrge, Salmi lombis ja Salmi kraavis keskmine. Samas olid Salmi lomp ning Lõpe tiik **Shannoni erisuse** järgi hea kvaliteediga, Salmi kraav ja Kummisoona aga ei mahtunud isegi keskmisse kvaliteeti (tabel 1).

Taksonite arvu järgi kuulusid Lõpe tiik ja Salmi lomp väga heasse, Salmi kraav heasse ning Kummisoona keskmisse kvaliteediklassi.

Kvaliteedi-indeksitest arvutati kaks: Briti jõgedel välja töötatud ASPT – taksoni keskmine tundlikkustase (*Average Score Per Taxon*) ning Põhja-Ameerika algupärane EPT – vooluveses elavate tundlike rühmade (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera*) liikide arv proovis. Mõlemad saab kasutada ka liht-kvalitatiivsete proovide puhul, kuid tuleb arvestada, et nii EPT kui ka taksonite üldarv sõltuvad otseselt proovi suurusest.

Salmi lombi ja Lõpe tiigi kvaliteet oli **ASPT** järgi väga hea, Salmi kraavis väga hea ja hea piiril, Kummisoones hea (tabel 1). **EPT** järgi oli Lõpe kraavi ja Salmi kraavi kvaliteet veeselgrootute elupaigana keskmine, Kummisoones ja Salmi lombis aga mittehuldav (kummaski leidis ainult üks EPT indikaatortakson). Siit ei tule järeldada, nagu oleks vaadeldavates veekogudes midagi valesi. Pigem on saadud madala kvaliteedi põhjus selles, et kasutatud kriteeriumid ei sobi lompide ja kraavide kvaliteedi hindamiseks, sest on koostatud stabiilse veeseisuga järvede tarvis.

Tabel 3. Matsalu RP väikeveekogudest 2004.-2005. a. tabatud taksonite nimekiri

Table 3. The List of Taxa of macroinvertebrates, obtained from small waterbodies of Matsalu National Park in 2004-2005

Takson	2004	2005	Takson	2004	2005
<i>TURBELLARIA</i> indet. (ripsussid)		+	<i>Viviparus contectus</i> (jänve-ematigu)		+
<i>OLIGOCHAETA</i> indet. (väheharjasussid)	+	+	<i>CRUSTACEA</i> (vähid)		
<i>HIRUDINEA</i> (kaanid)			<i>Asellus aquaticus</i> (vesikakand)	+	+
<i>Eropobdella lineata</i> (triip-ahaskaan)		+	<i>Gammarus pulex</i> (jõe-kirpvähk)		+
<i>Haemopis sanguisuga</i> (hobukaan)	+	+	<i>Ostracoda</i> indet. (karpvähilised)	+	
<i>BIVALVIA</i> (karbid)			<i>ARACHNIDA</i> (ämblikulaadsed)		
<i>Pisidium</i> sp. (hemeskarbid)	+	+	<i>Argoneta aquatica</i> (vesiämblik)		+
<i>GASTROPODA</i> (teod)			<i>Hydracarina</i> indet. (vesilestad)	+	+
<i>Acroloxus lacustris</i> (ebanapptigu)		+	<i>EPHEMEROPTERA</i> (ühepäevikulised)		
<i>Aplexa hypnorumi</i> (loigutigu)	+		<i>Caenis robusta</i>		+
<i>Anisus vortex</i> (harilik spiraaltigu)		+	<i>Cloeon dipterum</i> (tiigipäevik)		+
<i>Bathymphalus contortus</i> (rihmtigu)	+	+	<i>Siphonurus altematus</i>		+
<i>Bithynia tentaculata</i> (harilik keeristigu)		+	<i>ODONATA</i> (kiillised)		
<i>Galba truncatula</i> (väike sootigu)	+		<i>Aeshna cyanea</i> (metsa-tondihobu)		+
<i>Gyraulus albus</i> (valkjäs lametigu)		+	<i>Coenagrion armatum</i> (tanuliidrik)		+
<i>Lymnaea stagnalis</i> (mudatigu)		+	<i>Coenagrion hastulatum</i> (odaliidrik)		+
<i>Planorbarius comeus</i> (sarvtigu)	+	+	<i>Lestes dryas</i> (tumekörsik)		+
<i>Planorbis planorbis</i> (harilik labatigu)	+	+	<i>Lestes sponsa</i> (luhakörsik)	+	
<i>Radix ovata/peregra</i> (harilik ja piklik punntigu)	+	+	<i>Sympetrum danae</i> (must loigukiiil)	+	+
<i>Stagnicola palustris</i> (suur sootigu)	+	+	<i>Sympetrum vulgatum</i> (harilik loigukiiil)	+	
<i>Valvata cristata</i> (hari-sulgutigu)	+				

Takson	2004	2005	Takson	2004	2005
			<i>Hydroporus palustris</i>		+
PLECOPTERA (kevikulised)		+	<i>Hygrotus decoratus</i>	+	
<i>Nemoura cinerea</i> (hariilik kevik)			<i>Hygrotus impressopunctatus</i>	+	+
			<i>Hygrotus inaequalis</i>		+
HETEROPTERA (lutikalised)		+	<i>Hygrotus versicolor</i>	+	
<i>Cymatia bonsohoffii</i>	+	+	<i>Ilybius</i> sp.	+	
<i>Gerris</i> sp. (liuskur)		+	<i>Laccobius</i> sp.	+	
<i>Hesperocorixa castanea</i>		+	<i>Noterus crassicornis</i>		+
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	+	+	<i>Porhydrus lineatus</i>	+	
<i>Notonecta</i> sp. (selgsõudur)		+	<i>Rhantus exsoletus</i>		+
<i>Sigara fossarum</i>	+	+	<i>Rhantus frontalis</i>	+	+
<i>Sigara striata</i>	+	+	<i>Rhantus latitans</i>		+
			<i>Rhantus notaticollis</i>	+	+
COLEOPTERA (mardikalised)			<i>Rhantus suturalis</i>		+
<i>Acilius canaliculatus</i>	+	+	<i>Scirtes</i> sp.		+
<i>Agabus affinis</i>	+		<i>Spercheus</i> sp.		+
<i>Agabus biguttulus</i>	+		<i>Suphrodytes dorsalis</i>	+	
<i>Agabus paludosus</i>	+				
<i>Anacaena</i> sp.		+	TRICHOPTERA (ehmestiivalised)		
<i>Berosus</i> sp.		+	<i>Holocentropus picicomis</i>		
<i>Bidessus unistriatus</i>		+	<i>Limnephilus flavicornis</i>		+
<i>Cercyon</i> sp.	+	+	<i>Limnephilus ignavus</i>	+	
<i>Coelostoma orbiculare</i>		+	<i>Limnephilus lunatus</i>		+
<i>Colymbetes striatus</i>	+	+	<i>Triaenodes bicolor</i>		+
<i>Dytiscus</i> sp. (ujur)		+			
<i>Elodes</i> sp.		+	DIPTERA (kahetiivalised)		
<i>Enochrus fuscipennis</i>	+		<i>Aedes</i> sp. (metsasääsk)		
<i>Enochrus quadripunctatus</i>	+		<i>Chaoborus crystallinus</i> (tiigi-klaasiksääsk)	+	+
<i>Graphoderus</i> sp. (tõmmuujur)		+	Chironomidae indet. (surusääsklased)	+	+
<i>Gyrinus</i> sp. (kukrik)		+	Culicidae indet. (sääsklased)	+	+
<i>Haliplus</i> sp. (vesilane)	+	+	Dixidae indet. (kaldasääsklased)		+
<i>Helophorus</i> sp.		+	Eristalis sp.	+	
<i>Hydaticus aruspex</i>		+	Psychodidae indet.	+	
<i>Hydaticus seminiger</i>		+	Simuliidae indet. (kihulased)		+
<i>Hydaticus transversalis</i>	+		Stratiomyidae indet. (ogakärbled)	+	+
<i>Hydrobius fuscipes</i>	+	+	Tipula sp. (sääniksääsk)	+	

Lompide loomastik oli väga varieeruv: näiteks 2004. ja 2005. aastal kokku tabatud vähemalt 100 taksonist esinesid vaid 30 mõlema aasta püükides. Kõige rohkem leidis mardikalisi (2004. a. 22, 2005. a. 30 taksonit), millele järgnesid teod (8 ja 12 taksonit), lutikalised (3 ja 7) ning kahetiivalised (9 ja 7).

2004. a. proovides olid suurima kohtamissagedusega labatigu (*Planorbis planorbis*) ning surusääsklased (*Chironomidae*), mõlemaid taksoneid leiti 20 proovist 29 proovialalt. Järgnesid vesikakand (*Asellus aquaticus*) 13 ning väheharjasussid (*Oligochaeta*) 12 esinemiskorraga. Samal ajal esinesid peaaegu pooled selgrootud (25 taksonit 51-st) ainult ühes kohas.

2005. a. esines vesikakand kõigis uuritud kohtadest võetud 12 proovis. Kohtamissageduselt järgnesid talle ujurivastsed (*Dytiscus* sp.), kes puudusid ainult Suitsu heinamaa poolkuivanud soonest ning surusääsklaste vastsed (puudusid Rannametsa tiigist ja Suitsu heinamaalt). Üheksas kohas elasid lompides-kraavides sarvtigu (*Planorbarius corneus*), vesilestad ning ujurlane *Rhantus frontalis*; 8 juhul tabati labatigu ja ehmestiivalist *Limnephilus flavicornis*. 30 taksonit 77-st esinesid ainult ühes kohas.

2005. a. liitproovides olid dominantideks Kummisoones ja Salmi kraavis vesikakand (vastavalt 79% ja 72%), Lõpe tiigis surusääsklased (42%) ja vesikakand (35%); Salmi rannalombis labatigu (60%). Biomassi enamuse andsid paljudes kohtades tõenäoliselt hoopis suurte mõõtmatega sarvtigu või ehmestiivalise *Limnephilus flavicornis* vastsed, kuid biomassi ei mõõdetud.

Taksonite üldarv eri kohtades kõikus 2004. a. proovides 2-15, 2005. a. 13 (Kloostri luha lomp 1) kuni 36 (Lõpe tiik). Numbrid näitavad, et 2004. a. proovid olid 2005. a. omadest vähem esinduslikud, oli siis põhjuseks erinevus veetasemes, proovimetoodikas või operaatoris. Kuna 2005. a. kasutati kaht eri põhjalikkusega proovivõtumeetodit, siis eri aastate võrdlemiseks on liitproovide korral õigem võtta aluseks tabelis 2 sulgudes toodud väärtused. Niisugusel juhul oleksid kõige taksonirikkamad ikkagi Lõpe tiik ja Salmi kraav 21 taksoniga. Liitproovide kvalitatiivsed osad olid 2005. a. enamasti liigirikkamad (16-21 taksonit) kui liitproovid (13-20). See võis tuleneda sellest, et liitproovid võeti sihlikult suurematest ja eeldatavasti siis ka liigirikkamatest veekogudest kui liitproovid.

Eesti Punase Raamatu (1998) liikidest leiti 2004. a. ühte väleujurite liiki *Agabus paludosus* (Kloostri 2), 2005. a. triip-ahaskaani (*Erpobdella lineata*) (Rannametsa tiik, Lõpe tiik, Saare soon, Suitsu

soon, Salmi kraav) ning ühepäevikulist *Siphonurus alternatus* (mõlemad Kloostri luha lombid, Saare soon). On tõenäoline, et ükski nimetatutest ei ole nii haruldane, et vääriks Punase Raamatu kergesti ohustatavate haruldaste loomaliikide seisust (3. kategooriat), nii nagu see praegu kehtib. Senise kategooria on põhjustanud väikeveekogude vähene uuritus Punase Raamatu koostamise ajal, kui nende liikide "haruldus" tulenes loomade kui eksikülaliste tabamisest vooluvetest.

Muudest autori poolt põhiliselt jõgede-järvede uurimisel vähe või varem mitte kohatud liikidest olgu mainitud kiilliline tumekõrsik (*Lestes dryas*) (Saare mäe lomp, Lõpe tiik); ujurlased *Agabus affinis* (Liustemäe karjamaa), *A. biguttulus* (Kloostri 2), *Bidessus unistriatus* (Salmi lomp), *Hydaticus aruspex* (Kloostri 1), *H. seminiger* (Suitsu soon), *H. transversalis* (Lõpe tiik), *Hygrotus impressopunctatus* (paljudes kohtades), *Rhantus notaticollis* (Suitsu soon), *R. latitans* ja *R. suturalis* (Salmi kraav).

ARUTELU

Itaalias on ajutisi ja alalisi tiike uuritud mitmel aastal (Bazzanti *et al.*, 1996, 2000, 2003). Nendest töödest selgus, et loomaliikide arv ajutistes tiikides sõltus peamiselt veerežiimist ning suurenes koos pH, tiigi suuruse ja vanusega. Bazzanti koos oma kaastöötajatega eristas tiigi täitumise, kestmise ja kuivamise faaside faunasid. Just kuivavates tiikides leidis palju kahetiivalisi ja ujurlasi, ehkki kõige liigirikkamad rühmad olid need ka alalistes, mitte ainult ajutistes tiikides. Kakandilised ja karbid see-eest asustasid ainult alalisi tiike. Eestis on loomade levik pisut teistsugune. Võrdluseks: vesikakand asustas Matsalus 2004. a. paljusid, 2005. a. kõiki uuritud kohti. Herneskarpe (*Pisidium* sp.) leiti 2004. a. 8 kohas 29-st, 2005. a. 5 kohas 12-st. Sealhulgas oli karpe ka päris madalates lompidesonnides, mis mõnikord tõenäoliselt kuivavad (Suitsu soon), seal oli proovide võtmise ajalgi vett juba väga vähe. Matsalu lompides olid mardikalised (eriti ujurlased) samuti kõige liigirikkam rühm. Kahetiivalisi ei määratud Matsalu materjalist liigini ning seepärast nende taksonite arvu ei saa võrrelda Itaalia andmetega.

Taksonid jagati Itaalia veekogudel generalistideks, kes asustavad nii alalisi kui ajutisi tiike, ning kummagi tiigitüübi spetsialistideks. Liikide arv loomarühmades ei olnud seotud tiigi pindalaga, erandiks olid vaid kiillised. Kiillised eelistasid Itaalia tiikides püsivamaid ja

valgusrikkamaid elupaiku (Bazzanti *et al.*, 2003). Sama kinnitasid võrdlusandmed nii Jaapanist (Kadoya *et al.*, 2004) kui ka Šveitsist (Oertli *et al.*, 2002), siin leiti peale veekogu pindala kiilliliste arvukuse seos ka tiigi vanusega. Matsalu väikeveekogudes leiti 2004. a. 3 kiilliliiki. 2005. a. tabati Lõpe tiigis 5 kiilliliiki, Saare mäe lombis ja Salmi lombis 3 liiki; sealhulgas loigukiili *Sympetrum danae* 5 juhul, liidrikku *Coenagrion armatum* 4 juhul. Kiillilisi ei leitud 2005. a. üldse pooltes uurimiskohtades: Rõude luha lombis, Kloostri luha 2. lombis, Saare soones, Suitsu soones, Kummisoones ja Salmi kraavis.

Samas ei sõltunud ka Šveitsis tiikide üldine liigirikkus nende pindalast, eriti märgatavalt just mardikaliste puhul. Grupina asetsevate väikeste tiikide looduskaitseline väärtus oli suurem kui üksikul suurel tiigil; küll võis suures tiigis leiduda liike, kes puudusid väikes-tes (Oertli *et al.*, 2002).

Inglismaa ja Walesi tiikides leitud keskmiselt 25 suurselgrootu-liiki ühes tiigis. Seejuures oli rohkem kui kolmveerand tiikidest asustatud vähemalt ühe Punase Raamatu või muidu haruldase liigiga (Nicolet *et al.*, 2004). Matsalu proovidest määrati 2005. a. keskmiselt 20,8 taksonit ühest proovist (veekogust), kuid tuleb arvestada, et kõiki rühmi ei määratud liigini, mis vähendas taksonite arvu. Ka Punase Raamatu või muude haruldaste liikide proportsioon oli umbes sama mis Inglismaal. Iseasi, et nende loomade haruldus võib väikeveekogude vähese uurituse tõttu olla Eestis näiline.

Võrreldes seniste kogemustega Eesti väikeveekogudelt, sarnanesid uuritud kohad Matsalus kõige rohkem poldriveekogudele (kraavid ja eesvoolud), kuid oli ka mitmeid erinevusi. Näiteks Valguta, Korva, Räpina ja Vaida poldriveekogudes osutusid tüüpilisteks liikideks ahaskaanid (*Erpobdella*), limustest keraskarp (*Sphaerium corneum*), sarvtigu (*Planorbarius corneus*), labatigu (*Planorbis planorbis*), mudakukk (*Lymnaea stagnalis*) ja põistigu (*Physa fontinalis*). Vähkidest oli poldritelgi vesikakand *Asellus aquaticus* ainus takson, kes esines kõigis kogutud proovides. Putukatest olid tavalised tiigipäevik *Cloeon dipterum* ja pisiujur *Hydroporus angustatus* ning Räpina poldril ka kerasujur *Hyphydrus ovatus* (Timm, 1998). 1999. a. uuritud Tamme, Sangla, Aardla ja Varnja poldritel olid samuti sagedased ahaskaan (*E. octocolata*), limustest sarvtigu, labatigu ja mudakukk. Vesikakand oli jällegi ainus takson, kes esines kõigis kogutud proovides. Putukatest olid tavalised tiigipäevik, mõned kiillilised liidriklaste (*Coenagriidae*) sugukonnast, vesilased (*Halipilus*), ujurid (*Ilybius*, *Rhantus*), sõuduriid (*Callicorixa* jt.) ning surusääsklased (*Chironomidae*).

Kokkuvõttes suurendas tehtud analüüs autori soovi korraldada kogu Eesti väikeveekogude inventuur, või vähemalt kirjeldada tähtsamaid väikeveekogude tüüpe, millest Matsalu rannaveekogude kohta tekkis nüüd juba mõningane ettekujutus.

Töö on tehtud ETF Grant 6005 toel: Ranna- ja luhaniitude kurvitsaliste arvukuse ja leviku seos mullaelustiku komponentidega.

Kirjandus

- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., 1983.** The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. – *Water Res.* 17, pp. 333-347.
- Bazzanti, M., Baldoni, S., Seminara, M., 1996.** Invertebrate macrofauna of a temporary pond in Central Italy: composition, community parameters and temporal succession. – *Arch. Hydrobiol.* 137, pp. 77-94.
- Bazzanti, M., Seminara, M., Baldoni, S., Stella, A., 2000.** Macroinvertebrates and environmental factors of some temporary and permanent ponds in Italy. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, pp. 936-941.
- Bazzanti, M., Della Bella, V., Seminara, M., 2003.** Factors affecting macroinvertebrate communities in astatic ponds in central Italy. – *J. Freshwater Ecol.* 18, pp. 537-548.
- Eesti NSV jõgede, ojade ja kraavide nimestik, 1986.** Tallinn, "Valgus", 72 lk.
- European Committee for Standardization, 1994.** Water quality – Methods for biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates. EN 27828. European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.
- Johnson, R.K., 1999.** Benthic macroinvertebrates. – *Bedömningsgrunder för miljökvallitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar* (Ed. by Torgny Wiederholm). Naturvårdsverket Förlag, pp. 85-166.
- Kadoya, T., Suda, S., Washitani, I., 2004.** Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. – *Ecological Research* 19, pp. 461-467.
- Lenat, D.R., 1988.** Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. – *J. North Amer. Benthol. Soc.* 7: 222-233
- Loopmann, A., 1979.** Eesti NSV jõgede nimestik. Tallinn, "Valgus", 157 lk.
- Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I., Nilsson, P.-A., 2001.** *Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar.* Medins Sjö- och

- Äbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.
- Mäemets, A., 1977.** Eesti NSV järved ja nende kaitse. Tallinn, "Valgus", 263 lk.
- Nicolet, P., Biggs, J., Fox, G., Hodson, M.J., Reynolds, C., Whitfield, M., Williams, P., 2004.** The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. – Biological Conservation 120, pp. 261-278.
- Oertli, B., Joye, D.A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., Lachavanne, J.B., 2002.** Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. – Biological Conservation 104, pp. 59-70.
- Timm, H., 1997.** Sõbessoo raba magevete liitoraali makroselgrootud. – Jalase küla aja ja looduse lood. Jalase ja Tallinn, lk. 162-168.
- Timm, H., 1998.** Valguta, Räpina I-II, Korva ja Vaida poldrite juurdevoolu-kanalite põhjaloomastiku taksonoomilise koosseisu määramine ja selle põhjal veekogu seisndi hindamine. Aruanne projekteerimisbüroole "Maa ja Vesi AS".
- Timm, H., 1999.** Mõnede Eesti poldrite põhjaloomastikust. Aruanne projekteerimisbüroole "Maa ja Vesi AS".
- Timm, H., 1999.** Viidumäe Looduskaitseala allikaliste veekogude suurselgrootute fauna taksonoomiline koosseis ja looduskaitsealine väärtus. Aruanne Viidumäe Looduskaitsealale.
- Timm, H., 2001a.** Jõgede ökoloogiline klassifikatsioon. Aruanne EV Keskkonnaministeriumi Info- ja Tehnokeskusele.
- Timm, H., 2001b.** Pokumaa veekogude suurselgrootutest (käsikiri).
- Timm, H., 2001c.** Alam-Pedja Looduskaitseala tiikide faunast. Aruanne Eesti Loodushoiu Keskusele.
- Timm, H., 2003.** Typology and classification of freshwaters in Estonia: preliminary results using shallow-water macroinvertebrates. – How to assess and monitor ecological quality in freshwaters. M. Ruoppa, P. Heinonen, A. Pilke, S. Rekolainen. H. Toivonen & H. Vuoristo (eds.). TemaNord 2003: 547, pp. 164-169.
- Wallin, M., Wiederholm, T., Johnson, R., 2003.** Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. 6th and final draft, version 2003-02-14. Produced by CIS Working Group 2.3 – REFCOND.
- Williams, D.D., 1997.** Temporary ponds and their invertebrate communities. – Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 7, pp. 105-117.

MACROINVERTEBRATES IN SMALL WATERBODIES OF MATSALU NATIONAL PARK

Henn Timm

Summary

Taxonomical composition of macroinvertebrates in some pools, ponds and ditches of Matsalu National Park was studied in summer 2004-2005 (Figure 1). In both years the samples were taken in five larger meadow areas (Rõude, Kloostri, Penijõe, Suitsu, and Salmi). While water level was quite low in 2005, all areas were flooded by rainfalls in 2004 so that identification of separate small waterbodies was often impossible. The most common habitats at the sampling sites were muddy turf, muddy sand, and edges of dense vegetation (plant roots). The material (mostly only qualitative samples) was collected with handnet (mesh size 0.5 mm) and identified to species if possible (except Diptera, Hydracarina, and Oligochaeta). At four sites a semi-quantitative sampling technique used for estimation of biological quality in lakes and streams of Estonia was performed.

The taxa richness, the number of sensitive taxa (EPT index) and the biological quality (ASPT index) were estimated for all sites (Table 1, 2). For the four sites that were studied more thoroughly the mean density of individuals and the Shannon diversity were also calculated. The results were compared with reference values estimated for shallow areas of small lakes in Estonia in 2000-2002.

Altogether 51 taxa were found in 2004 and 77 taxa in 2005. Total of 100 taxa was found, 30 taxa were common for both years (Table 3). In 2004 a significant lower number of taxa per sample was obtained than in 2005, probably due to high water-level. For both years, beetles, snails, bugs and true flies were the groups most rich in taxa.

According to the taxa richness, the biological quality was very high in the Lõpe Pond near Penijõe and in a coastal pool at Salmi, good in a ditch near Salmi, and moderate in the Kummisoon Ditch on Kloostri (Table 2). According to the ASPT index the biological quality was also very high in the Lõpe Pond and in the Salmi coastal pool, and good in two other sites. According to the EPT index, the biological quality in the four sites was either moderate, or bad. The results indicated that this index was not comparable between lakes and small waterbodies. Because of the

temporary water regime the latter seldom provide suitable conditions for sensitive species.

Three species belonging to Estonian Red Data Book were met. However, the inclusion these into the Book was likely caused by poor knowledge on small waterbodies, rather than by actual rarity of the taxa. In comparison with other small waterbodies of Estonia, the fauna of Matsalu area resembled the fauna in polder ditches.

LÄÄNEMAA PÄRANDMAASTIKU MÕNEDE ELEMENTIDE TÄHTSUSEST ÜKSIKELULISTE ASTLALISTE KILETIIVALISTE (*Hymenoptera: Apocrita: Aculeata*) ELUPAIGANA

Silvia Lotman

SISSEJUHATUS

Pärandkoosluste tähtsus looduse mitmekesisuse säilitamisel on tänaseks muutunud looduskaitseks õpikutõeks (Luhamaa *et al.*, 2001; Pärandkooslused, 2004). Eelkõige on arvukate uuringutega näidatud pärandkoosluste osa taimestiku ja linnustiku mitmekesisuse hoidmisel. Üpris palju on teada samuti nende elupaikade tähtsusest kahepaiksetele (Kukk, Kull, 1997). Tulenevalt paremast uuritusest on ka praktilised teadmised taimestiku ja linnustiku looduskaitse vajaduste kohta põhjalikumad, kui vastavad teadmised selgrootute kohta (Kukk, Kull, 1997). Nimetatud elupaikade selgrootuid on uuritud vähe, kuigi juba praeguseks tehtud uuringud lubavad väita, et nende liigirikkus seal on suurem kui taimedel (Pelikan, 1993; Bontjer, Plachter, 2002).

Eesti põllumajanduse pikk arengutee on soodustanud pärandkoosluste laialdast levikut, seda eriti ekstensiivsema maakasutusega Lääne-Eestis. Möödunud sajandi drastilised muudatused põllumajanduses on seda rikkust mitmel moel kahandanud, kuid pole veel täielikult hävitanud. Pärandkooslusi ohustab nii nende aktiivne hävitamine kui ka kasutusest välja jäämisest tulenev kinnikasvamine (Kukk, Kull, 1997). Viimasel ajal on pärandkoosluste säilitamiseks hakatud põllumeestele maksma loodushoiutoetusi karjatamise ja niitmise jätkamiseks või taasalustamiseks. Seetõttu on pärandkoosluste hääbumine aeglustunud. Liitumine Euroopa Liiduga tähendab põllumajandusele järjekordset muutust, sest valdav osa põllumajandustoetusi soodustab jätkuvat tootmise intensiivistamist ja põllumajanduse hääbumist ääremail, s.h. majandamise lõppemist pärandkooslustel. Samas võimaldab Euroopa Liit

teatud vahendite kasutamist ka niitude kaitse korraldamiseks, mis oleksid suuremad seni kasutatud loodushoiutoetustest. Selgrootute ökoloogiliste vajaduste arvestamine, kõrvuti taimestiku ja linnustiku ning teiste selgroogsete loomade vajadustega, aitab kavandada nende vahendite optimaalset kasutamist.

Inimtegevuse mõju uurimine kiletiivaliste levikule on olnud seni üsna kasin (Cane, 2001), kirjanduses mainitakse negatiivsete inim mõjudena enamasti vaid õitsvate taimede niitmist (Malõshev, 1935), samuti elupaikade fragmenteerumist ja võõrliikide introductseerimist (Lindsely, 1958). Üksikeluliste kiletiivaliste mitmekesisust Saksamaa niitudel on põhjalikult uuritud Göttingeni Agroökoloogia Ülikoolis, muu seas on leitud ka nende sobivus indikaatorrühmaks niitude väärtuse hindamisel (Tschardtke *et al.*, 1998). Leidmata on vastus küsimusele, kuidas teatav mõõdukas inimtegevus – nagu ehitiste püstitamine, maastiku hooldus, kaevetööd jms. – vastavad kiletiivaliste vajadustele. Kuigi teoreetiliselt on need tegurid olulised, pole teada nende täpsed toimemehhanismid (Cane, 2001).

Vaatamata uuringute vähesusele võib külamaastikul esinevaid rookatusi ning vanade puudega puistuid pidada üksikeluliste kiletiivaliste jaoks eriti tähtsateks pesitsuspaikadeks (J. Luig suulised andmed; Münster-Swendsen, Calabuig, 2000). Puude tähtsust niitudel, kui üksikeluliste kiletiivaliste poolt asustatud elupaikadel, kinnitavad ka Kesk-Euroopas tehtud uuringud (Steffan-Dewenter, 2003). Antud töö raames keskenduti seetõttu just rookatustega taluhoonete ümbruse ning puisniitude uurimisele ja hindamisele üksikeluliste kiletiivaliste elupaikadena, jättes käsitlemata lagedad niidud, kiviaiad, hekid jm. elupaigad, mille uurimine seisab alles ees. Elupaiga väärtust käsitleti kui selle suhtelist “asendamatus” ehk teisisõnu: kui suure tõenäosusega viib teatud elupaiga või selle olulise elemendi kadumine mõne liigi kadumisele meie faunast? Selleks võrreldakse antud töös meid huvitavates elupaikades leiduvaid liike mujal ümbruskonnas elavate liikidega.

Käesoleva töö autor tõstas välitööde planeerimisel järgnevad hüpoteesid:

- a) Lääne-Eesti rookatused on oluliseks pesitsuspaigaks teatud üksikeluliste kiletiivaliste liikidele;
- b) Lääne-Eesti pärandmaastiku puistutes (endistel ja praegustel puisniitudel) elavate üksikeluliste kiletiivaliste liigiline koosseis ning arvukus sõltub puistu tihedusest, rohumaa hooldamise tüübist ja rookatusiga hoonete paiknemisest seal.

Samas on käesolev töö püünispesade meetodi esmakordseks katsetuseks Eesti puisniitudel, mille käigus hinnatakse ühtlasi ka meetodi sobivust meie oludele. Teadusajaloos on püünispesade meetod tõestanud end eelkõige erakeluliste kiletiivaliste pesitsusbioloogia uurimisel (Lindsely, 1958, Krombein, 1967), vähetuntud liikide jaoks toimib see tänapäevalgi (Paini, 2004).

MATERJAL JA METOODIKA

Üksikelulised kiletiivalised

Käesolevas uurimuses mõistetakse üksikeluliste kiletiivaliste all kõiki seltsi kiletiivalised (*Hymenoptera*) alamseltsi astlalised (*Apocrita*) kuuluvaid liike, kelle pesarajaja ehitab pesa üksinda ilma tööliste abita. Seega tulevad alljärgnevalt vaatluse alla sugukond kaevurherilaslased (*Sphecidae*), sugukond mesilaslased (*Apidae*) v.a. perekonnad *Bombus* ja *Apis*; alamsugukond savihherilaslased (*Eumeninae*), sugukond kuldherilaslased (*Chrysididae*) ja sugukond liivaherilaslased (*Pompilidae*). Töös käsitletud liike võib jagada tinglikult arborikoorseteks ja parasiitseteks liikideks (Lomholdt, 1975; Luig, Voolma, 1999; Luig, Voolma, 2000).

Kiletiivaliste kogumine püünispesadega

2002. aasta suvel viidi Matsalu RP territooriumil läbi pilootuuring püünispesade meetodi kasutamisel üles kerkivate tehniliste küsimuste lahendamiseks. Pilootuuringu põhjal koostati järgneva aasta välitööplaan.

2003. aastal pandi Matsalu rahvuspargi eriilmelistele puisniitudele üles püünispesad kiletiivaliste püüdmiseks. Püünispesade üles panemisel arvestati nelja teguriga: 1) rookatusega hoone olemasolu või puudumine 500 m raadiuses; 2) puistu suhteline tihedus (liituvus 0.3-0.5) või hõredus (liituvus 0.1-0.2); 3) karjatamise toimumine viimase viie aasta jooksul või puudumine; 4) niitmise toimumine viimase viie aasta jooksul või puudumine.

Valiti välja 21 prooviala, millel kombineerisid kõik neli tegurit. Igale proovialale pandi üles püünispesade transekt kümne püünispesaga. Püünispesad tehti kindla šablooni järgi ning olid valmistatud kohalikust pilliroost: üks püünispesa koosnes viieteistkümnest erineva diameetriga (1-6 mm) rookõrrest, rookõrte pikkuse määras

konkreetses taimesõlmevahekohtade kaugus (foto 1). Püünispesad pandi välja esimestel kevadkuudel (märts, aprill) ning võeti maha sügisel (oktoober, november). Pärast üleskorjamist hoiti tähistatud püünispesi vähemalt kaks kuud välistemperatuuril, seejärel toodi pesad toatemperatuurile. Toatingimustes katsuti rookõrred läbi ning potentsiaalsed pesad varustati plastikprobiiridega ja pandi plastpudelitesse. Plastpudelid omakorda ümbritseti musta materjaliga, et valgus langeks neile vaid ühest otsast, vältimaks koorunud putukate põgenemist probiiridest valguse suunas. Koorunud isendid surmati, nõelastati, määrati ning etiketiti. Pärast koorumisperioodi avati kõik kõrred ning võimalusel määrati ka nende sees olnud surnud loomad.



Foto: Lennart Feldbach

Foto 1. Kaks kümnekõrrelist püünispesa on valmis ülespanemiseks.
Photo 1. Two ten-straw trap-nests ready for putting out.

Lisaks Matsalu ümbrusele olid 2003. aastal püünispesad üles pandud ka Saaremaale Viidumäe Looduskaitseala Mäepea puisniidule. Sealt saadud andmeid kasutati vaid võrdlusena ning neid andmeid statistilisele andmeanalüüsile ei allutatud. Saaremaal kasutatud püünispesad erinesid Läänemaal pruugitute keskmiselt suurema diameetriga kõrte poolt (kõrte diameetrid 2-9 mm).



Foto: Lennart Feldbach

Foto 2. Pärast üleskorjamist varustati iga kõrs plastikprobiiriga ja jäeti kaheks kuuks välitemperatuurile seisma, alles siis toodi kõrred sooja ruumi, kus neist hakkasid väljuma valmikud.

Photo 2. Upon collecting each straw was put into plastic tube and left in cold for six months after which they were taken to warm room for incubation.

Astlaliste kogumine võrguga

Paralleelselt püünispesade meetodiga koguti Lõuna-Läänemaa rookatustega taluhoonete ümbrusest materjali ka entomoloogilist võrku ja surmutit kasutades. Võrguga püüti lendavaid kiletüüplisi päikesepaistelise ilmaga 30 minutit järjest (edaspidi nimetatud ajapüügiks). Püügid toimusid 2002. ja 2003. aasta suvekuudel. Püügikohad märgiti kaardile, samas registreeriti rookatuse vanus ja ümbritseva keskkonna taimestik. Kuigi kindla kestvusega püük võimalikult sarnaste ilmastikutingimuste juures muudab tulemused teatud määral võrreldavaiks, on antud meetod siiski rohkem kvalitatiivne. Seetõttu ei allutatud niiviisi saadud tulemusi hilisemale statistilisele andmetöötluusele.

Kohaliku faunistilise nimekirja täiendamiseks püüti lisaks süsteemalistele uuringutele tabada võimalikult palju erinevaid astlaliste liike lihtsalt uurimispiirkonnas ringi liikudes, rakendamata sealjuures mingeid piiranguid.

Määramine

Kõik ajapüügil ning püünispesadega saadud isendid määrati, kasutades binokulaari МБС-10. Mesilaslased ja liivaherilaslased määrati venekeelse "NSVL Euroopa osa putukate määraja" (1978) abil, kaevurherilaste jaoks kasutati O. Lomholdti (1975/76) määrajat "The Sphecidae (*Hymenoptera*) of Fennoscandia and Denmark", kuldherilased määras BSc Villu Soon. Kõigi liikide nomenklatuur esitati G. Södermani ja V. Vikbergi (2002) "Suomen myrkkypistiäisten luottelo ja levinneisyys" järgi.

Andmeanalüüs

Andmeanalüüsis kasutati vaid püünispesadest saadud materjali, mis eelnevalt oli kantud Exceli tabelina proovialade maatriksisse. Andmete analüüsiks kasutati programmi SAS (SAS Institute Inc. 1999).

Analüüsiga püüti selgitada, millistest teguritest (rookatuse esinemine piirkonnas, niitmise või karjatamise toimumine, puistu tihedus) erinevatesse sugukondadesse kuuluvate liikide esinemine proovialadel sõltub. Logistilise regressiooni abil võrreldi iga sugukonna esinemist või mitteesinemist teatud tüüpi proovialadel: kohtades, kus esines läheduses rookatuseid ning kus ei esinenud jne.

Järgnevalt uuriti ANOVA mudeli abil, kas isendite arv kindlat tüüpi proovialadel omavahel erines või mitte. Samuti uuriti mudeli abil, kas geograafiline piirkond mõjutas isendite arvu proovialadel. Geograafiliste piirkondadena võrreldi omavahel järgmisi kohti: Matsalu parkmets, Metsküla küla, Matsalu mets, Laelatu puisniit, Kasari luha piirkond.

Elupaiku saab omavahel võrrelda mitmekesisuse ja domineerimise indeksite abil (Odum, 1971). Antud töös arvutati iga prooviala jaoks välja domineerimise indeks ja Shannoni mitmekesisuse indeks. Domineerimise indeks arvutati valemi abil: $c = \sum(n_{ii}/N)^2$, kus n_i – i -liigi isendite arv ja N – kõigi liikide isendite arv elupaigas. Shannoni mitmekesisuse indeks arvutati valemi $H = -\sum(n_{ii}/N) \log(n_{ii}/N)$ abil. Seda, kas domineerimise ja mitmekesisuse indeksid paikkonniti erinesid, testiti t-testi abil järgmiselt: võrreldi omavahel näiteks kõiki tiheda puistuga alasid ning kõiki hõreda puistuga alasid ning uuriti, kas erinevus on statistiliselt oluline jne. Võrdluseks arvutati nõ. summaarsed indeksid kõikide proovialade jaoks: eraldi

kõigi rookatusena ja ilma rookatuseta proovialadele, kõigi niidetud/karjatatud ja kõigi niitmata/karjatamata proovialadele ning kõigi tiheda ja hõreda puistutega aladele.

TULEMUSED

Kokku määrati ajapüügi ja püünispesa meetodil saadud materjalist 380 isendit kiletiivalisi 24 liigist. Koos juhupüükidega isendite ja liikide arv suurenes veelgi (tabel 1). Kõige levinum liik rookatuste lähedastes ajapüükides oli suur-räästamesilane, *Chelostoma florissomne* (54% püütud isenditest), seda liiki aga ei esinenud kordagi püünispesades. Samuti ei esinenud püünispesades suur-räästamesilase pesakaaslejat räästa-käguherilast, *Sapyga clavicornis*, kes oli ajapüükides üsna tavaline. Püünispesadest koorunud liikide hulgas selgelt domineerivat liiki ei olnud, kõige arvukam oli savihherilane *Ancistocerus trifasciatus*. 144-st analüüsitud püünispesast oli asustatud 40 pesa. Nendes oli kokku 71 täidetud kõrt, millest koorus 175 erinevat isendit.

Ajapüügid

Ajapüükide ja juhupüükidega püüti uurimisalal kinni kokku 212 kiletiivalist 29 eri taksonist, liigini õnnestus määrata 25 liigi esindajad, ülejäänute määramine jäi perekonna tasemele (tabel 1). Domineerisid kindlalt mesilased, keda oli enam kui pool püütud kiletiivalistest. Üsna palju oli ka mitmeid savihherilase liike. Ajapüükidega tabatud laialdane kuldherilaste liikide arv võib osutada oluliseks indikaatoriks pärandkoosluste hindamisel, kuna pesaparasitide suur arv koosluses näitab selle koosluse bioloogiliselt kõrget kvaliteeti (Tschamkete *et al.*, 1998).

Püünispesad

Saksamaal püünispesadega tehtud uuringutes olid niitudel kõige rohkearvulisemateks liikideks mesilastest *Osmia rufa* ja harilik maskmesilane, *Hylaeus communis* (Steffan-Dewenter, 2002) ning kaevurherilastest *Trypoxylon figulus* (Kruess, Tschamkete, 2002).

Matsalu Rahvuspargi territooriumile ülespandud püünispesades pesitsenud liikidest osutus kõige arvukamaks savihherilaste hulka kuuluv *Ancistocerus trifasciatus*. Ka siin olid mesilased üsna

arvukalt esindatud, neist kõige arvukam oli nagu Saksamaalgi harilik maskmesilane, kuid kaevurherilaste seas selgelt domineerivat liiki välja ei tulnud (tabel 2). Mainitud liigid on Eestis mujalgi väga arvukad (J. Luig suulised andmed).

Tabel 1. Lääne-Eestist 2002. ja 2003. aastal võrgupüügiga (ajapüügid + juhupüügid) saadud liikide nimestik ja püütud isendite hulk.

Table 1. List of species and numbers of individuals caught with nets in 2002 and 2003.

Eestikeelne nimi	Ladinakeelne nimi Species	Isendeid Total number	Eestikeelne nimi	Ladinakeelne nimi Species	Isendeid Total number
Mesilased	<i>Apidae</i>	125	Kaevurherilased	<i>Sphecidae</i>	22
Suur-räästamesilane*	<i>Chelostoma florissomne</i>	110		<i>Diodontus</i> sp.	7
Väike-räästamesilane*	<i>Chelostima fuliginosum</i>	5		<i>Crabro scutellatus</i>	2
Pikksarv-mesilane	<i>Eucera longicornis</i>	2		<i>Ectemnius borealis</i>	1
Hariik maskmesilane	<i>Hylaeus communis</i>	3		<i>Trypoxylon figulus</i>	8
Herilmesilane	<i>Sphecodes</i> sp.	1		<i>Trypoxylon clavicerum</i>	4
	<i>Osmia</i> sp.	2	Käguherilased	<i>Sapygidae</i>	13
	<i>Heriades truncorum</i>	1	Räästa-käguherilane*	<i>Sapyga clavicornis</i>	13
	<i>Halictus</i> sp.	1	Kuldherilased	<i>Chrysididae</i>	13
Savherilased	<i>Eumeninae</i>	39		<i>Chrysura radians</i>	1
	<i>Ancistoserus trifasciatus</i>	12		<i>Chrysis viridula</i>	1
	<i>Ancistocerus antilope</i>	2		<i>Chrysis schenki</i>	2
	<i>Ancistoreus parietinum</i>	1		<i>Chrysis angustula</i>	2
	<i>Gymnomerus laevipes</i>	1		<i>Chrysis impressa</i>	1
Savherilane	<i>Eumenes</i> sp.	1		<i>Chrysis solida</i>	1
	<i>Symmorphus mutinensis</i>	16		<i>Chrysis leptomandibularis</i>	1
	<i>Symmorphus bifasciatus</i>	6		<i>Chrysis ignita s.lato</i>	3

Nimestikule on lisatud olemasolevad eestikeelsed nimetused (Loomade elu III 1984; Maavara 1956), käesoleva töö autori pakutavad nimed on tähistatud tärniga (*).

Varasemates püünispesadega tehtud uuringutes (Saksamaal, Soomes, Rootsis) on nendega tabatud tunduvalt enam liike, kui

käesoleva töö jooksul sai kogutud. Nii võib kindlalt väita, et potentsiaalselt on puisniitudelt võimalik leida veel suur hulk liike. Samas registreeriti käesoleva töö jooksul üks liik liivaherilasi perekonnast *Dipogon*, mida pole varem spetsiifilises kirjanduses mainitud kui püünispesades pesitsejat.

Tabel 2. Aastatel 2002 ja 2003 Matsalu Rahvuspargist ja Viidumäe looduskaitsealalt püünispesade meetodil püütud liikide nimestik.

Table 2. List of species caught in Matsalu NP and Viidumäe NR with trap-nests in 2002 and 2003.

Eestikeelne nimi	Ladinakeelne nimi Species	Isendeid Matsalus N in Matsalu	Isendeid Viidumäel N in Viidumäe
Mesilased	<i>Apidae</i>	21	-
Hariik maskmesilane	<i>Hylaeus communis</i>	19	-
Maskmesilane	<i>Hylaeus confusa</i>	2	-
Saviherilased	<i>Eumeninae</i>	42	16
	<i>Ancistoserus trifasciatus</i>	41	13
	<i>Symmorphus murarius</i>	1	2
	<i>Discoelius zonalis</i>	-	1
Kaevurherilased	<i>Sphecidae</i>	38	
	<i>Passaloecus insignis</i>	2	-
	<i>Psenulus concolor</i>	15	-
	<i>Rhopalum clavipes</i>	8	-
	<i>Trypoxylon clavicerum</i>	13	-
Liivaherilased	<i>Pompilidae</i>	22	1
	<i>Dipogon sp.</i>	22	1
Kuldherilased	<i>Chrysididae</i>	4	-
	<i>Crysis angustula</i>	1	-
	<i>Chrysis leptomandibularis</i>	1	-
	<i>Chrysis sp.</i>	2	-

Lisaks tabelis märgitud liikidele koorus püünispesadest kolme liigi esindajaid sugukonnast *Ichneumonidae* ning kahe liigi esindajaid sugukonnast *Chalcidoidea*, kokku 17 isendit, keda käesoleva töö jaoks täpsemalt ei määratud.

Statistilise andmeanalüüsi tulemused

Kui võrreldi eri sugukondi ning nende esinemist erinevatel proovialadel, ilmnas, et vaid savihirilaste esinemise sõltumine puistu tihedusest ($\text{Chi}^2=3.58$, $p=0.0583$) ning mesilaste asustuse sõltumine puistu tihedusest/hõredusest ($\text{Chi}^2=3.52$, $p=0.0606$) võib osutada statistiliselt oluliseks. Teiste sugukondade esinemine erinevat tüüpi proovialadel ei andnud statistilisi erinevusi. Kui uuriti kogu püütud putukate valimit, osutus oluliseks tingimuseks, mis liikide esinemist mõjutas, samuti puistu tihedus (logistiline regressioon: $\text{Chi}^2=6.28$; $p=0.0122$). Ka isendite arvu võrdlemisel oli selge puistu tiheduse mõju putukate esinemisele (ANOVA: $F(1,27)=4.96$, $p=0.0346$). Osutus, et tihedama puistuga aladel elas rohkem nii liike kui ka isendeid.

Ka Shannoni mitmekesisuse indeks andis samalaadse tulemuse – ilmnas taas, et tihedama puistuga aladel oli mitmekesisus suurem (t-test: $t=3.58$, $df=19$, $p<0.002$). Samas ei mõjutanud statistiliselt oluliselt mitmekesisuse indeksit ei niitmine ega karjatamine, samuti rookatus e lähedus. Domineerimise indeks ei näidanud statistilist erinevust ühtegi tüüpi proovialade puhul.

ARUTELU

Pärandmaastikud kui kõrge liigirikkuse kandjad

Pärandmaastikud on tekkinud pika aja jooksul traditsiooniliste maakasutusmeetoditega majandamise tagajärjel ja nende kooslustega on seotud väga suur looduslik mitmekesisus. Traditsioonilisel majandamisel tekkiv hõre puistu ning madalmurune niidukooslus tagavad mitmekesise taimestiku juba väikestel pindaladel (Kukk, Kull, 1997). Niitudega on seotud mitmekesine mesilaste fauna (Appelqvist *et al.*, 2002), samuti vajavad pidevalt majandatud liigirikkaid niidukooslusi herilased ja parasitoidid (Tscharrntke *et al.*, 1998). Liikide teke on aga loomulikult leidnud aset varem kui inimtekkelise maastiku ilmumine.

Tõenäoliselt on kiletiivaliste evolutsioonilise mänginud suurt rolli poolavatud biotoobid, mis võimaldavad neile nii pesitsuspaiku kui ka rikkalikku toidubaasi – on siin ju palju igasuguseid teisi selgrootuid ja rohkelt õistaimi. Suurte herbivooride hüpotees väidab, et sellised kooslused esinesid Euroopas juba ammu enne põllumajanduse

algust (Vera, 2002). Enne viimast jääaega esinenud maastikke on nimetatud ka “kvarternaari pargiks” (Bunzel-Drüke *et al.*, 2002), kus suurte rohusööjate mõjul tekkinud mosaiikne elupaik oli arengu eelduseks mitmekesisele õistaimede ja putukate kooslusele (Lindgren, 2000). Ka Eesti alal võisid metsad rohusööjate mõjul olla suhteliselt hõredad ja tagasihoidliku põõsarindega juba enne, kui inimtegevus hakkas koosluste ilmet mõjutama (Andersson *et al.*, 2003). Peale suurte rohusööjate mõjutasid põllumajanduseelisel ajal koosluste avatust kindlasti ka kliimaatilised tingimused, põlengud ja veekogude poolt tekitatud üleujutused. Kiletiivalistele on praegugi oluliseks pesitsuspaigaks veekogude äärsed paljandunud kaldad (J. Luigi suulised andmed).

Rookatused kui üksikeluliste astlaliste pesitsuspaigad

Käesoleva uurimuse üheks huvitavamaks tulemuseks on tõdemus, et rookatuste juures kohati lausa massiliselt esinenud suur-räästamesilane (*Chelostoma florissomne*) ei eksinud kordagi püünis-pesadesse, sama kehtib ka tema kaasleja – räästa-käguherilase (*Sapyga clavicornis*) kohta. Soomest on teada suur-räästamesilase arvukuse langus viimasel aastakümnel, mida seostatakse traditsioonilise maaelu hääbumisega seal (Söderman, 2003). Räästa-käguherilase leviku kohta Eestis on vähe teateid: 1881. aastal on seda liiki leitud Tartu kandist, 1990. aastast on teada leiud Matsalu lahe lõunakaldalt (Luigi, 1991).

Mainitud kahe liigi jaoks on ka Taanis oluliseks pesitsuspaigaks rookatused, kus nad massiliselt pesitsevad (Münster-Swensen, Calabiug, 2000). Kus aga need liigid pesitseksid juhul, kui rookatused puuduksid, pole seni teada. Seega võib arvata, et püstitatud tööhüpootees, mille järgi Lääne-Eesti rookatused on oluliseks elupaigaks teatud liikidele, on tõene suur-räästamesilase ja räästa-käguherilase puhul. Lisaks kultuuriloolisele väärtusele omavad traditsioonilised rookatused seega ka looduskaitsest väärtust. Kuna rookatustes pesitses suur-räästamesilane massiliselt, siis võib seda elupaika pidada liigile väga soodsaks ning esialgu selle liigi olukorda Eestis rahuldavaks.

Pärandmaastiku elemendid üksikeluliste astlaliste mõjutajana

Käesolevas töös üles seatud tööhüpooteesist, et üksikelulised kiletiivalised sõltuvad pärandmaastiku puistute hõredusest ja majan-

damise tüübist, õnnestus statistiliselt usaldatavalt tõestada vaid seda, et tihedamalt puudega kaetud puisniitude osadel pesitses rohkem erakeluliste astlaliste liike kui hõreda puiskasvuga puisniidu osadel. Ka Shannoni mitmekesisuse indeksid olid tiheda puistuga aladel suuremad kui hõredama puistuga aladel. Asjaolu, et just tihedamates puistu osades oli püünispesade kasutamine astlaliste poolt sagedasem kui hõredamates, võib olla seotud sellega, et nende liikide jaoks on oluliseks pesitsusmaterjaliks vana puit, mida leidub tõenäoliselt rohkem just tihedamas puistus. Töö autor püstitab sellest tulenevalt uue hüpoteesi, et tihedama puistuga alad on suure tõenäosusega kiletiivaliste poolt rohkem asustatud juhul, kui tiheda puistuga ala asub hõredama puistuga ala vahetus läheduses. See hüpotees vajab aga edaspidiseid uurimusi. Samuti tuleks uurida ka selliste tegurite võimalikku mõju, nagu metsa kasvukoha-tüüp, puistu vanus, surnud või väga vanade puude olemasolu jne.

Mõned liigid (nt. *Rhopalum calvipes*), kes olid tihedamates puistutes arvukamad, võivad olla seotud ka niiskemate alade või veekogu juuresoluga (J. Luig, suulised andmed), seega vajab lisauuringuid ka puistu tiheduse mõju kiletiivaliste erinevatele liikidele eraldi. Kuna domineerimise indeks oluliselt ei sõltunud erinevast puistu tihedusest, tuleks ka selle põhjusi edaspidi põhjalikumalt uurida.

Kuigi kirjandusandmed viitavad maakasutusele kui olulisele kiletiivaliste mitmekesisuse mõjurile, ei õnnestunud käesoleva uuringuga ei karjatamise ega niitmise mõju üksikelulistele astlalistele tõestada. Kuna tegu on liigirikka rühmaga, siis tõenäoliselt osutusid uuringus kasutatud valimid liiga väikesteks, et selliseid seoseid välja tuua. Vaatamata sellele, et majandamise mõju, samuti majandusviiside erinevat mõju ei õnnestunud tõestada, tasub teemat kindlasti edasi uurida, sest teoreetiliselt võiksid niitmine ja karjatamine mesilastele erinevalt mõjuda, kuna tekitavad erinevaid õistaimede kooslusi. Võrreldes karjatatud/niidetud alasid majandamata aladega oli summeeritud Shannoni mitmekesisuse indeks suurem just hooldatud aladel. Et teisalt oli vastav näitaja suurem tihedama puistuga aladel, ei saa karjatatavate/niidetavate alade kõrgem näitaja tuleneda nende hõredusest ja karjatamist/niitmist ei saa seega asendada puistu harvendamisega. Paraku ei olnud karjatatavate/niidetavate ja mittehooldatavate alade mitmekesisuse erinevused statistiliselt usaldatavad ning tuleviku uuringud peavad näitama, kas suurema valimi korral õnnestub sellist erinevust tõestada.

Ka rookatuse olemasolu elupaigas ei osutunud püünispesade andmete põhjal kiletiivaliste leviku oluliseks teguriks, kuid selle põhjus võib seisneda meetodi sobimatuses. Kiletiivalised, kui hea geograafilise mäluga loomad, ei pruugi koosluses pesapaiku juurde otsidagi, kui on juba leidnud piisavalt hea sihtmärgi (nt. rookatuse). Nii võib rookatus olla küll koosluses oluline liigirikkuse ja rohkuse kindlustaja, kuid sellest eemale maha pandud ja hajutatud püünis-pesad neid ei tõmba ning seega ei ole võimalik neid isendeid selle meetodiga uurida.

Püünispesade meetodi sobivus ja edaspidised uuringud

Püünispesi on mitmel pool maailmas tehtud bambusest, klaas-torudest, plastikust ja mitmesuguste taimede vartest. Kõige paremaks on praktikas peetud puiduplokke, mille sisse on puuritud erineva diameetriga käigud (Fricke, 1991). Käesoleva töö puhul peeti siiski otstarbekaks kasutada rookõrtest püünispesi, kuna need imiteerivad kõige paremini samast materjalist tehtud rookatuseid ja on Matsalu niitudel sageli ka niisama kättesaadavaks elukohaks.

Püünispesade meetod on osutunud edukaks Saksa niitude kiletiivaliste mitmekesisuse uurimisel, kuid seal kasutavad tead-lased enamasti palju suuremaid püüniseid (Tscharntke *et al.*, 1998). Kuna meil on seda meetodit vähe kasutatud, vajavad mitmed tehnilised detailid siinsetele oludele kohandamist. Antud töö puhul osutus problemaatiliseks meetodi ja uuritava biotoobi (puisniidu) majandamise eripärade (niitmine, harvendusraie) arvestamine – paljud ülesseatud püünised läksid kaduma maahoolajate tegevuse tõttu. Edaspidi peaks suuremat tähelepanu pöörama püüniste tähis-tamisele ja maahoolaja informeerimisele teadustööst. Samuti läks väärtuslikku informatsiooni kaduma lindude (tihaste, rähnide jt) kahjustuste tõttu, seda probleemi saab edaspidi vältida kas püü-niste plastikust eksponeerimisega või püüniste laborisse toomisega enne lindude talvise toidunappuse algust. Tänu pilootuuringule 2002. aastal viimast abinõud 2003. aastal ka osaliselt kasutati.

Kvalitatiivselt Matsalus kasutatutest veidi erinevaid püünispesi kasutati antud töö käigus Saaremaal. Kuigi viimaste kohta on meil väga vähe andmeid, on võimalik siiski seal koorunud liikide järgi väga esialgseid järeldusi teha. Saaremaal kasutatud suurema dia-meetriga kõrtest on koorunud peamiselt saviherilased, kes on ka keskmiselt suurema kehaga kui teised püünispesades elanud kile-tiivalised. Seega tuleb püünispesadest saadavate andmete tõlgen-

damisel alati arvestada ka ehitusmaterjaliks kasutatavate kõrte diameetriga.

Käesoleva töö autori kahe aasta uuringute põhjal on leidnud tõestust, et püünispesade meetod sobib ka Eestis kiletiivaliste uurimiseks. Rookörte kasutamisel tuleb arvestada, et väga täpselt pole käigu diameetrit võimalik ette määrata, kõrre diameetrist sõltub aga osaliselt liikide arv, mis on võimalised seda kõrt koloniseerima. Samuti peaks mingi kindla sihtmärk-pesitsuspaiga (nt. rookatus) mõju uurides paigutama püünispesad uuritava objekti vahetusse lähedusse, kuna niivõrd hea pesitsuspaiga olemasolul võivad kiletiivalised samast elupaigast lisapesitsuspaiku mitte otsida. Püünispesade meetodi rakendamisel peaks samadel proovialadel tegema lisaks ka ajapüüke või kasutama teisi meetodeid, et paremini selguksid kõik meetodi kasutamise piirangud.

Antud töö tulemuste tõlgendamisel peaks arvestama sellega, et analüüsivad valimid olid suhteliselt väikesed. Valimeid võiks järgnevates uuringutes küll suurendada, kuid väga suurte püünispesade komplekside loodusesse ülesseadmisel võivad püünised iseenesest muutuda kiletiivalisi juurde meelitavaks sihtmärgiks ning hakata tulemusi moonutama. Suuremad valimid tuleb seega saavutada suurema proovipunktide arvu abil.

Käesoleva uuringu välitööde planeerimisel ei tegeldud püünispesade paigutamise süstemaatilise juhuslikustamisega. Kuigi ei ole põhjust arvata, et praeguse töö juures oleks selle tõttu tekkinud valimisse süstemaatiline viga, tuleks tulemuse usaldatavuse tõstmiseks tulevikus ilmselt püüniste paigutamise juhuslikustamisele tähelepanu pöörata.

Kiletiivaliste uurimise praktiliseks looduskaitseks väljundiks võiks edaspidi olla konkreetsete elupaigasoovituste koostamine koosluste haldajatele-majandajatele. Järgnevates uuringutes võiks käsile võtta ka teiste Eestis esinevate inimtekkeliste mikrobiootopide uurimise: varemed, lahtised karjäärid, kraavid jne. Samuti tuleks uurida nende liikide mitte-inimtekkeliste võimalike pesitsuspaikade (vana puit, roovallid) kaitse vajadusi.

Tänan oma juhendajaid Jaan Luigi liikide ja nende määramise õpetamise eest, Mati Martinit toetuse ja tagant utsitamise eest. Suur tänu Toomas Tammarule, kes aitas mul andmeanalüüsi läbi viia. Samuti tänan oma vanemaid, Aleks ja Kaja Lotmanit, katsete planeerimisel abiks olemise ja

pideva toetamise/õpetamise eest. Aitäh Villu Soonele, kes õpetas muidu ja määras kuldherilasi. Välitöid aitasid läbi viia Krista Kotsalainen ja Asko Linno, suur tänu neile. Täna ka Erki Öunapit välitööde läbiviimise eest Saaremaal. Tsipe Aavikut ja Maria Lotmanit tänan konsultatsioonide eest.

Kirjandus

- Andersson, L., Matverk, R., Külvik, M., Palo, A., Varblane, A., 2003.** Vääriselupaikade inventuur Eestis 1999-2002. Regio AS, Tartu. 112 lk.
- Appelqvist, T., Gimdal, R., Bengston, O., 2002.** Insects and mosaic landscapes. Tools for preserving biodiversity in the nemoral and boreo-nemoral biomes of Europe. – Naconex Textbook 1, pp. 14-24.
- Bontjer, A., Plachter, H., 2002.** Effects of large-scale cattle grazing on Orthoptera (*Saltatoria et Mantodea*) on pastures in Georgia (Caucasus). In: Redecker, B. *et al* (edit.) Pasture Landscapes and Nature Conservation, pp. 356-366.
- Bunzel-Drüke, M., Drüke, J., Vierhaus, H., 2002.** 'Quaternary park': large herbivores and the natural landscape before the last ice age. – Vakblad Natuurbeheer. Special Issue "Grazing and Grazing animals", pp. 11-12.
- Cane, J. H., 2001.** Habitat fragmentation and native bees: A premature verdict? Conservation Ecology 5 (1): <http://www.conseol.org/Journal/vol5/iss1/art3>.
- Fricke, J. M., 1991.** Trap-nest design for small trap-nesting Hymenoptera. – Great Lakes Entomologist 24 (2), pp. 121-122. <http://www.conseol.org/Journal/vol5/iss1/art3>.
- Krombein, K. V. 1967.** Trap-nesting wasps and bees: life histories, nests, and associates. Smithsonian press. Washington DC. 496 pp.
- Kruess, A., Tscharncke, T., 2002.** Grazing Intensity and the Diversity of Grasshoppers, Butterflies, and Trap-Nesting Bees and Wasps. – Conservation Biology 16 (6), pp. 1564-1570
- Kukk, T. (koostaja), 2004.** Pärändkooslused. Õpik-käsiraamat. 256 lk.
- Kukk, T., Kull, K., 1997.** Puisniidud. – Estonia Maritima 2, 249 lk.
- Lindgren, L. 2000.** Island pastures. – Metsähallitus and Edita Ltd. Helsinki, 203 lk.
- Lindsely, G. E., 1958.** The ecology of solitary bees. – A Journal of Agricultural Science. Hilgardia 27 (19), pp. 543-599.
- Lomholdt, O., 1975/76.** The Sphecidae (*Hymenoptera*) of Fennoscandia and Denmark. – Fauna Entomologica Scandinavica 4. 452 pp.
- Luhamaa, H., Ikonen, I., Kukk, T., 2001.** Läänemaa pärändkooslused. Seminatural Communities of Läänemaa county, Estonia. – Pärändkoosluste Kaitse Ühing, Tartu-Turku. 96 lk. + lisad.
- Luig, J., 1991.** On Estonian Scolioidea (*Hymenoptera, Apocrita, Aculeata*).

- Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. 40 (4), pp. 212-216.
- Luig, J., Voolma, K., 1999.** Puidulembesed kaevurherilased Eestis I: alamsugukonnad *Pemphredoninae* ja *Larrinae* (*Hymenoptera*, *Sphecidae*). – Metsanduslikud uurimused XXXI, lk. 173-180.
- Luig, J., Voolma, K., 2000.** Puidulembesed kaevurherilased Eestis II: alamsugukond *Crabroninae* (*Hymenoptera*, *Sphecidae*). – Metsanduslikud uurimused XXXII, lk. 121-128.
- Malõshev, S. I., 1935.** The nesting habits of solitary bees. A comparative study. Entomological Laboratory, University of Leningrad. EOS XI. 309 pp.
- Münster-Swendsen, M., Calabuig, I., 2000.** Interaction between the solitary bee *Chelostoma florissomne* and its nest parasite *Sapyga clavicornis* – empty cells reduce the impact of parasites. – Ecological Entomology 25, pp. 63-70.
- Odum, E. P., 1971.** Fundamentals of Ecology. Third edition. Saunders College Publishing. Philadelphia. 572 pp.
- Paini, D. R., 2004.** Nesting biology of an Australian resin bee (*Megachile* sp.; *Hymenoptera*: *Megachilidae*): a study using trap nests. – Australian Journal of Entomology 43 (1), pp. 10-16.
- Pelikan, J., 1993.** Consumers in grassland ecosystems at Kamenický. In: Rychnovská, M. (edit.), Structure and Functioning of Seminatural Meadows. A case study on the man and the biosphere project Nr 91: Function of meadows in a spring region. – Academia Praha, pp. 225-242.
- SAS Institute Inc., 1999.** SAS OnlineDoc(TM), Version 7-1 Cary, NC: SAS Institute Inc. <http://cropandsoil.oregonstate.edu/sasdocs/books/stat/index.htm>.
- Steffan-Dewenter, I., 2002.** Landscape context affects trap-nesting bees, wasps and their natural enemies. – Ecological Entomology 27, pp. 631-637.
- Steffan-Dewenter, I., 2003.** Importance of Habitat Area and Landscape Context for Species Richness of Bees and Wasps in Fragmented Orchard Meadows. – Conservation Biology 17 (4), pp. 1036-1045.
- Söderman, G., Vikberg, V., 2002.** Suomen myrkkypistiäisten luottelo ja levinneisyys (*Hymenoptera*, *Apocrita*, *Aculeata*). – Sahlbergia 7, lk. 41-66
- Tobias, V. I. (koostaja), 1978.** NSVL Euroopa osa putukate määraja III kd. Kiletiivalised. Esimene osa. Leningrad. Nauka: 584 lk. (vene keeles).
- Tscharntke, T., Gathmann, A., Steffan-Dewenter, I., 1998.** Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. – Journal of Applied Ecology 35 (5), pp. 708-719.
- Vera, F. W. M., 2002.** A park-like landscape rather than closed forest. – Vakblad Natuurbeheer. Special Issue "Grazing and Grazing animals", pp. 13-15.

IMPORTANCE OF SEMINATURAL COMMUNITIES AND THEIR ELEMENTS IN WESTERN ESTONIA AS HABITATS FOR SOLITARY BEES AND WASPS (*Hymenoptera, Apocrita, Aculeata*)

Silvia Lotman

Summary

Solitary bees and wasps form a diverse group of species that play important roles in ecosystem. Estonian solitary bees and wasps are not studied enough to protect the needs for their environment.

Studies were carried out using two methods: classical catch by net and trap-nest method. Author of current work has completed a list of species registered during fieldwork in years 2002 and 2003 to complement the list of species of Matsalu Nature Reserve.

Net catches show that traditional reed roofs are presumably important habitats for at least two species: *Chelostoma florissomne* and *Sapyga clavicornis* (Table 1).

Trap-nest data was analysed in order to see the influence of 1) reedroofs; 2) woodlot density; 3) grazing and 4) mowing on the diversity and abundance of solitary bees and wasps. Statistically significant was only the influence of woodlot density. Denser woods had higher diversity. Diversity estimates were higher for grazed/mown sites than for unmanaged ones but this difference was not statistically significant. This method did also not reveal the influence of reed-roofs. Since the sample size was relatively limited for the one-year study more data should be collected in the future.

Current work is the first attempt to compare different wooded meadows by trap-nest method, the method was considered applicable for getting quantitative data, but undoubtedly qualitative researches are needed in addition.

SISUKORD

Mats Meriste, Merike Üts, Kalle Kirsimäe. MATSALU MÄRGALA ROOSTIKE STRUKTUURI JA LEVIKU MUUTUSED AASTATEL 1980-2004	3
Anu Albert, Tiia Möller, Markus Vetemaa. MATSALU SISELAHE TAIMESTIK: LIIGILINE KOOSSEIS JA MUUTUSED VIIMASEL KÜMNENDIL	19
Eve Mägi, Kaarel Kaisel. MATSALU SISELAHE ROOSTIKUS PESITSEVATE LINDUDE PAIKNEMINE JA ARVUKUS. LINNUSTIKUS TOIMUNUD MUUTUSED VIIMASEL POOLSAJANDIL	33
Ott Roots, Mart Simm, Leili Järv, Anne Talvari. PÜSIVAD ORGAANILISED ÜHENDID EESTI RANNIKUMERE AHVENAS	57
Ott Roots, Toivo Jürma, Tiit Kakum, Aleksei Lotman, Mart Simm, Anne Talvari. TOKSILISED ORGAANILISED ÜHENDID JA RASKEMETALLID VÄINAMERE HÜLJESTE ORGANISMIS	68
Ilona Lepik. KÕRE TAASASUSTAMINE MATSALU RANNANIITUDELE AASTATEL 1999-2004	76
Henn Timm. MATSALU RAHVUSPARGI VÄIKEVEEKOGUDE SUURSELGROOTUD	90
Sylvia Lotman. LÄÄNEMAA PÄRANDMAASTIKU MÕNEDE ELEMENTIDE TÄHTSUSEST ÜSIK-ELULISTE ASTLALISTE KILETHIIVALISTE (<i>Hymenoptera: Apocrita: Aculeata</i>) ELUPAIGANA	106

CONTENTS

Mats Meriste, Merike Üts, Kalle Kirsimäe. DEVELOPMENT OF COASTAL WETLANDS OF MATSALU BAY IN 1980-2004. Summary	18
Anu Albert, Tiia Möller, Markus Vetemaa. FLORA OF MATSALU INNER BAY: SPECIES COMPOSITION AND CHANGES DURING LAST DECADE. Summary	31
Eve Mägi, Kaarel Kaisel. ABUNDANCE AND LOCATION OF BIRDS IN MATSALU BAY REEDBED. POPULATION CHANGES DURING LAST HALF-CENTURY. Summary	53
Ott Roots, Mart Simm, Leili Järv, Anne Talvari. PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS CONCENTRATIONS IN THE PERCH OF THE ESTONIAN COASTAL SEA. Summary	67
Ott Roots, Toivo Jürma, Tiit Kakum, Aleksei Lotman, Mart Simm, Anne Talvari. TOXIC ORGANIC COMPOUNDS AND HEAVY METALS IN VÄINAMERI SEALS. Summary	75
Ilona Lepik. REINTRODUCTION OF NATTERJACK TOAD TO COASTAL MEADOWS OF MATSALU NATIONAL PARK. Summary	88
Henn Timm. MACROINVERTEBRATES IN SMALL WATERBODIES OF MATSALU NATIONAL PARK. Summary	104
Silvia Lotman. IMPORTANCE OF SEMINATURAL COMMUNITIES AND THEIR ELEMENTS IN WESTERN ESTONIA AS HABITATS FOR SOLITARY BEES AND WASPS (<i>Hymenoptera, Apocrita, Aculeata</i>). Summary	122